

Zur Wirkung und Verteilung von Cadmiumnitrat in einem ruderalen Ökosystem in Berlin-West.

INAUGURAL - DISSERTATION

zur

**Erlangung des Doktorgrades
des Fachbereichs 23 (Biologie)
der Freien Universität Berlin**

vorgelegt von

Werner Kratz

aus Feldatal/Vogelsbergkreis

~~1984~~

Zur Wirkung und Verteilung von Cadmiumnitrat
in einem ruderalen Ökosystem in Berlin-West.

INAUGURAL - DISSERTATION

zur

Erlangung des Doktorgrades
des Fachbereichs 23 (Biologie)
der Freien Universität Berlin

vorgelegt von

Werner Kratz
aus Feldatal/Vogelsbergkreis

1984

Aus dem Institut für Tierphysiologie
und Angewandte Zoologie der Freien
Universität Berlin
Direktor: Prof. Dr. R. Menzel

Referent: Prof. Dr. G. Weigmann
Korreferent: Prof. Dr. K. Graszynski

Tag der mündlichen Prüfung: 18. 1. 1985

Lehrt eure Kinder, was wir unsere Kinder lehrten: Die Erde ist unsere Mutter. Was die Erde befällt, befällt auch die Söhne der Erde. Wenn Menschen auf die Erde spucken, bespeihen sie sich selbst. Denn das wissen wir - die Erde gehört der Erde. Alles ist miteinander verbunden, wie das Blut, das eine Familie vereint. Alles ist verbunden. Was die Erde befällt, befällt auch die Söhne der Erde. Der Mensch schuf nicht das Gewebe des Lebens, er ist darin nur eine Faser. Was immer ihr dem Gewebe antut, das tut ihr euch selber an.

Aus der Rede des Häuptlings Seattle vor dem Präsidenten der Vereinigten Staaten von Amerika im Jahre 1855.



Digitized by the Internet Archive
in 2026

https://archive.org/details/IA41548822_0008

INHALTSVERZEICHNIS

	SEITE
1. EINLEITUNG	1
1.1 Problemstellung	1
1.2 Zur Ökotoxikologischen Bedeutung des Cadmiums - eine Literaturübersicht -	7
2. CHARAKTERISIERUNG DES UNTERSUCHUNGS- GEBIETES	26
2.1 Geographische Lage der Untersuchungs- flächen und frühere Nutzung	26
2.2 Versuchsparzellen	28
2.3 Parzellenboden	29
2.4 Parzellenklima	32
2.5 Parzellenvegetation	37
3. MATERIAL UND METHODE	40
3.1 Streubeutelversuch	40
3.2 Analysen der Solidagostreu	49
3.3 Parzellenkontamination	58
3.4 Analysen des Bodens	59
3.5 Aufschluß von Pflanzen und Streu	63
3.6 Aufschluß der Bodenproben	67
3.7 Aufschluß der Tierproben	69
3.8 Analyse des Cadmiums durch Atomabsorp- tionsspektrometrie	72
4. ERGEBNISSE	84
4.1 Freilanduntersuchung zur Wirkung und Verteilung von Cadmiumnitrat in einem ruderalen Ökosystem	84

4.1.1	Pflanzenschäden in den Parzellen nach der Kontamination und Vegetationsentwicklung in den Parzellen über drei Vegetationsperioden	84
4.1.2	Auswirkung der Cadmiumkontamination auf den Streuabbau in Streubeuteln	88
4.1.2.1	Hemmung des Streuabbaues durch Cadmiumkontamination	88
4.1.2.2	Zeitliche Dynamik der Cadmiumgehalte in der Streu sowie die Konzentration anderer Schwermetalle in der Ausgangsstreu	115
4.1.2.3	Auswirkung von Cadmium auf die Veränderung der Streuinhaltsstoffe (C,N und Cellulose)	121
4.1.2.4	Auswirkung von Cadmium auf die Meso-faunabesiedlung der Streubeutel	149
4.1.3	Zeitliche Dynamik der Cadmiumgehalte in kontaminierten Parzellen	157
4.1.3.1	Einfluß der Parzellenvegetation auf die räumliche Verteilung des Cadmiums	157
4.1.3.2	Cadmiumdynamik auf und im Parzellenboden und die Konzentration anderer Schwermetalle	159
4.1.3.3	Cadmiumdynamik in den Teilen der Solidagopflanzen und in der Auflagestreu	171
4.1.4	Cadmiumwirkung auf die Biomasse der Streuauflage in den Untersuchungspartzellen	182
4.1.5	Cadmiumakkumulation der Makrofauna in den Versuchspartzellen	185
4.1.6	Versuch der Bilanzierung des applizierten Cadmiums	190

4.2.	Laborversuche zur Wirkung von Cadmiumnitrat auf Glieder der Detritusnahrungskette	194
4.2.1	Laborversuche an <i>Folsomia candida</i> (Coll.)	196
4.2.1.1	Zur Biologie und Ökologie der Collembolen unter besonderer Berücksichtigung der Art <i>Folsomia candida</i> (Willem)	196
4.2.1.2	Bestimmung der mittleren letalen Konzentration (LC 50) von Cadmiumnitrat bei <i>Folsomia candida</i> auf verschiedenen Bodenarten	198
4.2.1.3	Aufnahme von Cadmiumnitrat durch <i>Folsomia candida</i> aus kontaminierter Hefe	208
4.2.2	Laborversuche an <i>Eisenia foetida</i> (Lumb.)	213
4.2.2.1	Zur Biologie und Ökologie der Regenwürmer unter besonderer Berücksichtigung der Art <i>Eisenia foetida</i> (Sav.)	213
4.2.2.2	Biomassenreduktion bei <i>Eisenia foetida</i> unter der Einwirkung von Cadmiumnitrat in dem Parzellenboden	214
4.2.2.3	Cadmiumakkumulation von <i>Eisenia foetida</i> aus mit Cadmiumnitrat kontaminiertem Parzellenboden	219
4.2.3	Laborversuche mit <i>Armadillidium vulgare</i> (Isopoda)	223
4.2.3.1	Zur Biologie und Ökologie der Asseln unter besonderer Berücksichtigung der Art <i>Armadillidium vulgare</i> (Latr.)	223
4.2.3.2	Der Einfluß von Cadmiumnitrat auf die Fraßaktivität von <i>Armadillidium vulgare</i>	224

	SEITE
4.2.4 Mikrobiologische Laborversuche	233
4.2.4.1 Die Bedeutung der Mikroorganismen für den Streuabbau	233
4.2.4.2 Biomassenproduktion des Bodenpilzes <i>Trichoderma viride</i> (Rafai) auf mit Cadmiumnitrat belasteten Nährböden	233
4.2.4.3 Atmungsaktivität (CO_2 -Produktion) der Mikroorganismen im Parzellenboden und in der Solidagostreu unter Cadmium- nitratbelastung	237
5. DISKUSSION	246
6. ZUSAMMENFASSUNG	267
7. LITERATUR	270
8. DANKSAGUNG	298

1.1 Problemstellung

Die vom Menschen geformte und veränderte Umwelt enthält vielfältige und reichere Quellen der Schwermetallbelastung als die unberührte Natur. Die vom Menschen in Gang gesetzte Mobilisierung von Schwermetallen aus den Gesteinen der Erde übersteigt die durch natürliche Auswaschungs- und Erosionsprozesse verursachte, bereits bei weitem. Bergwerke, metallverarbeitende und chemisch-pharmazeutische Fabriken, sowie eine unübersehbare Schar von Industrieprodukten bringen jährlich Millionen von Tonnen potentiell toxischer Metalle in die Ökosysteme der Erde ein. Sie persistieren in der Umwelt und wirken in vielen biologischen Systemen toxisch. Eine Beeinträchtigung bzw. Unterbrechung natürlicher Stoffkreisläufe ist möglich. In unmittelbarer Umgebung metallverarbeitender Industrien reichern sich Schwermetalle an und belasten Böden, Vegetation und Tiere.

Da die Stoffkreisläufe in Ökosystemen durch Organismengruppen getragen werden, ist es eine Hauptaufgabe der Ökotoxikologie, die Effekte von chemischen Substanzen auf Organismen, Populationen und Biozönoson zu bewerten. Sie versucht außerdem den Transfer dieser Agentien, als auch deren Interaktion in Ökosystemen, zu beschreiben (Truhaut 1977).

In der Definition sind auch die besonderen Schwierigkeiten des Ökotoxikologen angesprochen. Im Gegensatz zum Toxikologen, der seine Versuche unter kontrollierten Bedingungen im Labor durchgeführt, ist der Untersuchungsgegenstand des Ökotoxikologen ständig wechselnden Umweltbedingungen ausgesetzt.

Die genetische Variabilität von Populationen und die

von Ökosystemen sind weiter erschwerende Faktoren.

Das Chemikaliengesetz vom 16. September 1980 (Umweltbundesamt 1980), regelt für Umweltchemikalien, das sind alle die chemischen Verbindungen, deren Anwendung nicht durch andere Gesetze, wie z.B. Pflanzenschutzgesetz, Bundesimmissionsschutzgesetz u.a. erfaßt sind, die Inverkehrsbringung und Handhabung. Es fordert neben Toxizitätsprüfungen an Einzelorganismen, Wirkungsuntersuchungen auf ökosystemarer Ebene. Dies gilt jedoch nur für sogenannte "Neuverbindungen", die mit mehr als 1000 t produziert werden.

In Ermangelung von ökosystemaren Textverfahren im terrestrischen Bereich schrieb das Bundesministerium für Forschung und Technologie (BMFT) 1977 Projekte aus, die anhand von Referenzchemikalien modellhaft zeigen sollten, ob unter deren Wirkung ökosystemare Effekte auftreten.

Die AG Bodenzöologie der FU, Berlin bearbeitet seit 1982 unter Leitung von Herrn Prof. Dr. G. Weigmann das Thema: "Die Wirkung chemischer Belastungen auf Tier- und Pflanzengesellschaften städtischer Brachflächen" am Beispiel des Na-Pentachlorphenols.

Die hier vorgelegte Arbeit entstand durch den Wunsch, neben der organ. Verbindung (NaPCP), für eine weitere bodenökologisch wichtige Chemikalie nämlich Cadmium eine ökotoxikologische Untersuchung durchzuführen.

Das Cadmium, eine Umweltchemikalie par excellence, gelangt durch Industrieschornsteine, Kraftwerke und Müllverbrennungsanlagen, sowie Abwasserrohre in die Umwelt, wo es sich in Kläranlagen, Böden, Sedimenten und der Vegetation anreichert.

Nach Kloke (1984) weisen etwa 1 Million Hektar, das entspricht einem drei Kilometer breiten Gürtel rund um industrielle Schadstoffquellen, einen Cadmiumgehalt aus, der den Richtwert in der Klärschlammverordnung vom 25.6.1982 von 3 Milligramm pro Kilo Boden (3 ppm in der Trockensubstanz) übersteigt oder sich ihm nähert. Nach Kloke (1984) weisen 7,6 Mill. ha, das sind 30 % der bundesdeutschen Gesamtfläche einen erhöhten Cadmiumgehalt auf. Recht deutlich stellt Lersner, Präsident des Umweltbundesamtes, in der Zeitschrift "Der Spiegel" Nr. 32 von 1984 die Cadmiumproblematik dar, indem er "bei anhaltenden Trends der Cadmiumgehaltszunahme der Böden eine Nutzungsbeschränkung für 30 - 70 % der westdeutschen Agrarflächen empfiehlt". Denn aus den Cadmium kontaminierten Ackerböden nehmen unsere Kulturpflanzen das Cadmium besonders gut auf (Kazemi 1983). Die Pflanzenverfügbarkeit des Cadmiums hängt in starkem Maße von der Bodenzusammensetzung und Bodeneigenschaft ab.

So trägt auch die Versauerung unserer Böden durch den "Sauren Regen" zur besseren Pflanzenverfügbarkeit des Cadmiums bei. Der "Parkraum" innerhalb des Naturkreislaufes wird schneller verlassen (BUND 1984).

Die Ökotoxikologische Bewertung des Cadmiums wurde bzw. wird meist anhand von Belastungssituationen an Agrarstandorten oder in unmittelbarer Nähe von Cadmium-emittenten betrieben (Kloke 1972, 1973, 1978, Kazemi 1983, Coughtrey 1979, Strojan 1978 a, Gale & Wixon 1979, Martin & Coughtrey 1981, Roberts & Johnson 1978).

Meine Untersuchung wurde in einem stadttypischen ruderalen Ökosystem in Berlin-Spandau durchgeführt. Ruderale städtische Ökosysteme (Brach- und Trümmerflächen) haben neben der Freizeitnutzung durch die Stadt-

bevölkerung große Bedeutung als Ausweich- bzw. Überlebensflächen von Wildpflanzen und Nützlingen (Schlupfwespen, Käfer u.v.a.m.) besonders für die biologische Schädlingsbekämpfung (Stary & Lyon 1980).

Unter Berücksichtigung der Wirkungsbedingungen (Aufwandmenge und Applikationshäufigkeit) und Systembedingungen (Struktur, Ausdehnung und Homogenität) soll durch ökotoxikologische Testverfahren (Störung des Streuabbaus, Verteilung des Cadmiums usw.) die umweltschädigende Eigenschaft des Cadmiums im Freilandversuch beschrieben werden.

Zweck der Studie ist, schädliche Effekte entweder für einzelne Glieder des Systems (Pflanzen, Tiere etc.) oder für Systemprozesse (Sreuabbau) zu erkennen. Die Schädigung einzelner Systemglieder (Mesofauna, Solidagopflanzen etc.) kann dabei noch ohne erkennbare ökologische Bedeutung für das Gesamtsystem sein, wenn dies weiterhin funktionsfähig bleibt.

Die Abbaurate von Blattstreu hängt in starkem Maße von der Aktivität der Bodenflora und Bodenfauna ab. Wie aus vielen Untersuchungen bekannt, ist die Streuschicht des Bodens ein zentraler Ort biologischer Aktivität in Landökosystemen. Sie dient als "Besiedlungsraum" für p e r m a n e n t e Substratkonsumenten wie Nematoden (Twinn 1974), Anneliden (O'Connor 1967, Satchell 1967), Collembolen und Milben (u.a. Hanlon & Anderson 1979), t e m p o r ä r e Substratkonsumenten wie Dipterenlarven, die nur ein bestimmtes Lebensstadium in der Streu verbringen und z o o p h a g e Arthropoden, die die Streu als "Jagdgebiet" benutzen (Albert 1977, Hartmann 1979).

Untersuchungen über die Bedeutung von Mikroorganis-

men, Meso- und Makrofauna bei dem Prozeß des Streuabbaus wurden oft in Waldökosystemen durchgeführt. Unter anderen von Wittich (1943, 1953), Volz (1954), Dunger (1956, 1958), Bocock & Gilbert (1957), Witkamp (1966), Heath et al. (1966), Thiele (1968), Anderson (1973), Williams & Gray (1974), Wood (1974) und Herlitzius (1977, 1983).

Untersuchungen zum Streuabbau in ruderalen Ökosystemen liegen bisher nicht vor.

Im Rahmen der vorliegenden Studie sollen folgende Prüfgebiete aus dem Forderungskatalog zum Ökologischen Testverfahren für Umweltchemikalien, am Beispiel von Cadmiumnitrat, bearbeitet werden. Zum Forderungskatalog für die Prüfgebiete ist bei Becker (1983) eine Auflistung zu finden.

1. Wird der Streuabbau des Bestandesabfalles durch Cadmiumnitrat gestört?
2. Wird die Phytozönose geschädigt?
3. Welche Destruenten werden wie stark geschädigt?
4. Wie verändern sich die Cadmiumkonzentrationen in der Streu mit dem Verlauf des Abbaus?
5. Sind wichtige Stoffkreisläufe des Ökosystems (N,C) unter der Cadmiumwirkung verändert?
6. Wie ist der Verbleib und der Transfer von Cadmium in wichtigen Ökosystemkompartimenten?

Die oben genannten Freilanduntersuchungen werden durch Laborversuche (Monospecies) an wichtigen Bodenorganismen (Springschwänze, Regenwürmer, Asseln und Mikroorganismen) der Detritusnahrungskette ergänzt. Neben Standardisierungsproblemen sollen direkte Dosis-Wir-

kungsbeziehungen zwischen Cadmiumnitrat und den Testorganismen hergestellt werden. Diese Monospezies Versuche im letalen als auch im subletalen Bereich werden im Chemikaliengesetz (Umweltbundesamt 1980) für Neuverbindungen gefordert.

1.2. Zur ökotoxikologischen Bedeutung des Cadmiums - eine Literaturübersicht

1.2.1. Vorkommen und Emissionsquellen

Cadmium gehört zur II. Nebengruppe des Periodischen Systems und liegt zwischen Zink und Quecksilber. Es ist ein unedles Metall mit niedrigem Schmelz- und Siedepunkt (Fp. 321 °C, Kp. 770 °C). Der mittlere Cadmiumgehalt der Erdkruste beträgt 0,18mg/kgTG (Scheffer & Schachtschabel 1979).

Cadmium kommt in der Natur vor allem als isomorphe Beimengung der Zinkblende, als Cadmiumblende (CdS), als Otavit (CdCO_3) und als CdO vor.

Nach Winogradow (1954) und Tjell & Hovmand (1978) liegt der natürliche Cadmiumgehalt der Böden zwischen 0,01 und 0,2 mg/kg TG in der Ackerkrume und unter 0,07 mg/kg TG im Unterboden. Für den Berliner Raum geben Blume & Hellriegel (1981) einen Gehalt von 0,1 mg/kg TG Boden an.

In der Technik findet Cadmium vielfältige Anwendung, so z.B. in der Galvanoindustrie als korrosionshemmender Überzug von Stahlteilen für die KfZ-Industrie, Elektroindustrie und Schraubenindustrie; in der Farbenindustrie als leuchtendes und temperaturbeständiges Pigment, insbesondere zur Färbung von Kunststoffen, glasartigen Überzügen auf Keramik- und Metallteilen; in der Kunststoffindustrie als Stabilisator; in der Metallindustrie für Legierungen (Edelmetallkontaktlegierungen) und Lote (Hartlote, Weichlote); in der Elektroindustrie für Nickel-Cadmium-Batterien, Photowiderstände, Gleichrichter, Schaltschützkontakte; in der Gummiindustrie bei der Reifenherstellung zum Vulkanisieren

mit Zink-Verbindungen (Cd-Gehalt von Gummi 20-90 ppm); in der Energieindustrie als Neutronenabsorber in Atomreaktoren. (Umweltbundesamt 1977, Hessischer Minister f. Landesentwicklung, Umwelt, Landwirtschaft und Forsten 1982).

In die Luft gelangt Cadmium vor allem als Emission von Zink-, Blei und Kupferhütten und von Umschmelzbetrieben. Daneben wird es bei der Verbrennung von fossilen Brennstoffen, z.B. 100 µg/gTG Cd im Staub von Braunkohle, (Der Hessische Minister für Landesentwicklung, Umwelt, Landwirtschaft und Forsten 1982), von Holz, Papier (über Phosphatdünger) und organischen Abfällen (Plastikspielzeug 18000 µg/gTG) in Müllverbrennungsanlagen freigesetzt. Nach Kloke (1972) enthalten Kohle, Diesel und Heizöl 1-2mg/kg Cadmium. Die AG der Großforschungseinrichtungen (1983) gibt die Cadmiumgesamtemission in der BRD für 1983 mit 94 t an.

Die Ausbringung von Klärschlamm- und Müllkomposten auf Acker- und Gartenland als Dünger und Bodenverbesserungsmittel ist eine weitere Kontaminationsquelle für Cadmium (Gesellschaft für Strahlen und Umweltforschung 1981).

Laut Klärschlammverordnung vom 25.6.82 (BGBl I S. 734), dürfen maximal 20 mg Cd/kg bezogen auf die Trockensubstanz im Klärschlamm enthalten sein. In landwirtschaftlich genutzten Böden darf der Cadmiumgehalt 3 mg/kg bezogen auf die Trockensubstanz im Boden nicht übersteigen.

Auch handelsübliche Mineraldünger, vor allem diejenigen, zu deren Herstellung Rohphosphate aus Nordafrika verwendet werden, enthalten nach Sauerbeck & Rietz (1980) ca. 12 mg Cd/kg bezogen auf das Trockengewicht. In Superphosphaten wurden bis zu 174mg Cd/kg TG gefunden (Reuss et al. 1978)

Die Durchschnittsbelastung der Ackerböden durch Dünger liegt bei 3-4 g/ha/Jahr (Der Hessische Minister für Landesentwicklung, Umwelt, Landwirtschaft und Forsten 1982). Markard (1983) führt Böden in Westdeutschland an, die mit 50-200 mg Cd/kg TG belastet sind.

Hochrechnungen zeigen, daß durch Lufteintrag ($7,5 \mu\text{g}/\text{m}^2/\text{Tag}$), Düngereintrag (4 g/ha/Jahr) und Klärschlamm (20 mg/kg/TG) nach 117 Jahren im Oberboden der zulässige Höchstwert von 3 mg/kg Boden bezogen auf das Trockengewicht erreicht sein wird (Der Hessische Minister für Landesentwicklung 1982).

In der BRD wurden 1981 2400 t Cadmium verbraucht, wovon ungefähr 20 % wieder als Emission in Form von CdO und CdS die Ökosysteme belastete und zwar

94 t Emission über Industrieschornsteine (Verhüttung,
Fossile Verbindungen)
160 t Abwässer, Klärschlamm
160 t Haus-, Gewerbe- und Industriemüll
65 t Phosphatdünger
475 t
(Umweltbundesamt 1982)

Die derzeit gültigen Immissionsgrenzwerte nach der TA-Luft, in der Fassung von 1983, liegen für Cadmiumstäube bei $0,04 \mu\text{g}/\text{m}^3$ bei einer 24 Std.-Probennahmedauer und für Cadmiumstaubniederschläge bei $5 \mu\text{g}/\text{m}^2 \times \text{Tag}$ bei einer 30tägigen Probennahmedauer (Umweltbundesamt 1983). Die maximale Arbeitsplatzkonzentration (MAK-Wert) für Cadmiumoxid wurde mit $0,1 \text{ mg}/\text{m}^3$ Luft festgelegt (Moll 1979).

1.2.2. Cadmium in Böden

Die Migration des Cadmiums im Boden hängt von seinen Bindungsformen ab. Außer mit Tonmineralien bildet es vor allem mit organischen Substanzen Sorptionskomplexe unterschiedlicher Stabilität (Jaakkola & Ylärinta 1976, Andersson 1977). Wegen dem Ionenradius des Cadmiums ($> 0,96 \text{ \AA}$) u. der dadurch bedingten Koordinationszahl größer 6, kann es nicht in die Oktaederschicht von Tonmineralien eingebaut werden. Es erfolgt nur Sorption (Fathi & Lorenz 1980). Am stabilsten sind die Cadmium-Huminstoff-Komplexe (Hinesly et al. 1977) im alkalischen Bereich. In sauren Böden liegt ein hoher Cadmiumanteil in austauschbarer Form vor (Scheffer & Schachtschabel 1979, Williams 1973), wodurch die Pflanzenverfügbarkeit deutlich erhöht wird. Nach Darstellung des Umweltbundesamtes (1981) ist die Cadmiumaufnahme bei Absenkung von pH 7 auf pH 4 um den Faktor 1000 erhöht. Mit steigendem Carbonatgehalt wird die Cadmiummobilität geringer. Dies wird meist auf eine Erhöhung des pH-Wertes und damit auf die Austauschkapazität von Tonmineralien und von Humus zurückgeführt (Fathi & Lorenz 1980, Haghir 1976, Schönhard 1979, Waggon et al. 1978). Nach Tjell et al. (1983) erhöht sich die Sorptionskapazität 2-3 mal, wenn der pH-Wert um 1 Stufe angehoben wird. So kann man durch Cadmium induzierte Wachstumsdepressionen bei Pflanzen durch Kalkgaben (Ca(OH)_2) verringern (Fathi & Lorenz 1980, Korte et al. 1976).

Bei hohem Chlorionenangebot im Boden kommt es zur Bildung von negativ geladenen Cadmiumchloridkomplexen. Dadurch wird die Sorptionsfähigkeit an Ton und Humus beeinträchtigt und Cadmium ist in erhöhtem Maße aus-

waschungsgefährdet bzw. pflanzenverfügbar (Fathi & Lorenz 1980).

Auch das Vorliegen von anderen Schwermetallen, wie z.B. Zink und Kupfer und die damit auftretende Konkurrenzsituation um die entsprechenden Bindungsstellen, kann die Cadmiumbeweglichkeit im Boden erhöhen (Tiller 1979, Petruzzelli et al. 1978).

1.2.3. Cadmium in Pflanzen

Cadmium kann von Pflanzen aus der Luft über die Blätter oder aus der Bodenlösung über die Wurzeln aufgenommen werden. Nach Markard (1983) werden 70 % der Cd-Gehalte einer Pflanze aus dem Boden und nur 30 % aus der Luft aufgenommen. Die Aufnahme über die Wurzeln kann mittels Absorption, Diffusion und energieabhängigem Transport erfolgen (Cutler & Rains 1974, Mang & Tromballa 1978).

Die Wurzelaufnahme wird in starkem Maße durch Boden-pH, Tongehalt, Cadmiumkonzentration sowie Gehalt, Herkunft und Alter der organischen Substanz des Bodens bestimmt.

Cadmium wird überwiegend in den Zellwänden der Wurzeln gebunden und nur zu etwa 10 % in den Sproß transportiert (Dabin et al. 1978). Dies gilt allerdings nicht für alle Pflanzenarten, wie Bingham et al. (1975) an Spinat, Sojabohnen und Weizen feststellten. Im Sproß wird das Cadmium zunächst im Stengel angereichert und dann in die älteren und schließlich in die jüngeren Blätter transportiert (Gordee et al. 1960). Die pflanzliche Cadmiumaufnahme aus der Luft ist besonders groß in der Umgebung von Blei- und Zinkhütten

(Markard 1974). Sie hängt aber auch stark von der Oberflächenbeschaffenheit der Blätter ab.

Von Buschbohnen werden 10 % des aufgestäubten Cadmiums aufgenommen und bis zur Wurzel transportiert (Krause 1976).

Intrazellulär ist das Cadmium vor allem an Peptide mit SH-Gruppen gebunden. Die phytotoxische Wirkung beruht auf seinem Eingreifen in Enzymreaktionen durch Verdrängung bzw. Behinderung anderer Schwermetalle (Vallee & Ulmer 1972). Dadurch werden Photosynthese, Atmung, Transpiration und andere biochemische Prozesse gestört. So wird z.B. bei Sonnenblumen die Öffnung der Stomata und somit der Gasaustausch durch steigende Cadmiumkonzentrationen reduziert und die Netto-Photosyntheserate sinkt erheblich (Bazzaz et al. 1974). Faensen-Thiebes (1981) konnte ähnliche Phänomene bei Tabak und Buschbohnen beobachten. Die Grenzen der Cadmiumbelastung von Kulturpflanzen haben Klein et al. (1981) aufgezeigt. Die phytotoxische Wirkung des Cadmiums wird davon bestimmt, wie das Cadmium in die Pflanze gelangt. Bei Cadmiumaufnahme über die Wurzeln reichen schon wenige mg Cadmium/kg in der Nährlösung aus, um Wachstumsbeeinträchtigungen und Chlorosen zu induzieren (Petit et al. 1978, Ernst 1979).

Die Fähigkeit, Cadmium zu akkumulieren und auch zu tolerieren, ist bei den Pflanzen weit verbreitet (Storckes et al. 1973 für Algen; Ashida et al. 1963 für Pilze; Url 1945, Lötschert et al. 1975, Pilegaard et al. 1979 für Moose; Duvigneaud & Denaeyer- de Smet 1963 für Farne; Ernst 1974, Kazemi 1983 für Angiospermen).

Ausgesprochene Cadmiumtoleranz ist bisher bei *Agrostis tenuis*, *Holcus lanatus* und *Festuca ovina* mit der Methode des vergleichenden Wurzelzuwachses nachgewiesen worden (Coughtrey & Martin 1977, Karataglis 1982) und dürfte in Pflanzen mit viel höheren Cadmiumkonzentrationen sicher auch vorhanden sein (Ernst 1974, Denaeyer- de Smet 1974). In Algen (Hart & Bertram 1980) und Bohnen (Weigel & Jäger 1980) sind Cadmium bindende Proteine nachgewiesen worden, die den bei Säugetieren und beim Menschen vorkommenden Cadmium-Metallothioneinen als Cadmium immobilisierende Substanzen ähnlich sind (Kägi & Vallee 1960, Piscator 1979).

1.2.4. Cadmium und Mikroorganismen

Bodenmikroorganismen sind für Stoffkreisläufe bzw. Dekompositionsprozesse von größter Bedeutung. Gerade die Anfangsphase des Streuabbaues wird in starkem Maße durch die mikrobielle Aktivität gesteuert. Aber auch weitere Zersetzungsprozesse ruhen auf den Mikroorganismen aufgrund ihrer günstigen Enzymausstattung (Cellulase u.a.).

Im Freiland fanden Jordan & Lechavalier (1975) u. Rühling & Tyler (1973) in der Nähe von Zinkschmelzen einen Einfluß der Schwermetalle auf die Bodenmikroflora. Babich & Stotzky (1977 a) konnten im Labor direkte Cadmiumeffekte an den Boden-Mikroorganismen demonstrieren. So kann bei niedrigen Cadmiumkonzentrationen im Boden (0,01 mg/kg TG) eine Stimulation der Abbauprozesse nachgewiesen werden, während bei höheren Konzentrationen (10 mg/kg TG) eine Reduzierung bzw.

Unterbindung der mikrobiellen Atmung (CO_2 -Produktion) des Bodens stattfindet (Bond et al. 1976).

Hemmung der mikrobiellen Aktivität einschließlich der Phosphatase-Aktivität in Nadelwaldböden, wird von Tyler (1974) und Tyler & Westman (1978a) gefunden. Babich & Stotzky (1977 b,c) bestätigen die Cadmium-Toxizität auf Bodenorganismen, stellen aber auch fest, daß sie von anderen Umweltfaktoren insbesondere den physiko-chemischen Verhältnissen des Bodens stark abhängt. Über Cadmiumresistente Mikroorganismen im Boden berichten Tatsuyama et al. (1975 a). In Bakterien sind auch Cadmium bindende Proteine nachgewiesen worden, die detoxifizierende Funktion haben (Uchida et al. 1973, Tokuyama & Asano 1976).

1.2.5. Cadmium und Bodentiere

Bodentiere als potentielle Streuzersetzer, haben die Aufgabe tote organische Substanz unter Mithilfe der Mikroorganismen zu stabilen, strukturbildenden Elementen (Humifikation) und zu labilen, reaktionsfreudigen und schließlich anorganischen Stoffen, die den Pflanzen als Nährstoffe dienen (Mineralisation), umzuwandeln. Dabei mischen sie organische Teile des Bestandesabfalles mit anorganischen Teilen aus dem Mineralboden und bilden stabile Ton-Humus-Komplexe (Krümelstruktur). Die grabenden Arten lockern und lüften den Boden zusätzlich.

Die Wirkung von Cadmium auf tierische Bodenorganismen bzw. der Einfluß auf das Artengleichgewicht und die Leistungsfähigkeit terrestrischer Ökosysteme ist bislang noch nicht ausreichend untersucht.

Die Untersuchung schädlicher Wirkungen von Cadmium auf die Bodenfauna ist relativ schwierig, weil die Invertebraten im Boden sehr ungleichmäßig verteilt und zudem noch saisonalen Schwankungen unterworfen sind.

Es ist daher sehr schwierig, Populationsschwankungen von Bodentieren mit dem Cadmiumeffekt in Beziehung zu setzen, wenn nicht unkontaminierte und behandelte Flächen zum Vergleich herangezogen werden. Und selbst wenn die Vergleichsflächen hinreichend groß und die Anzahl der Stichproben ausreichend ist, kann die Besiedlung mit bestimmten Bodentieren so dünn sein, daß ein eindeutiger Cadmiumeffekt nur sehr schwer auszumachen ist.

Die mit Cadmium kontaminierte pflanzliche Biomasse überträgt das Cadmium auf den saprophagen Konsumenten. Die Aufnahme rate durch den Saprophagen hängt von seiner speziellen Enzymausstattung ab. Wieser (1979) stellte bei *Porcellio scaber* (Isopoda) eine hohe Fraßrate fest, bei der nur wenig Kupfer resorbiert wurde. Trotz der kurzen Verweildauer des Kupfers im Asseldarm lag durch die Hilfe der Verdauungsenzyme das Kupfer in den Faeces in leicht resorbierbarer Form vor. Durch Fressen der eigenen Faeces wird dann das Kupfer besser resorbiert. Gleichzeitig stellen die Faeces für andere Detritovore eine Kupferquelle dar. Schnecken hingegen, entziehen aufgrund ihres komplexen Darm- und Enzymsystems der Nahrung bei der Darm passage große Mengen von Schwermetallen, insbesondere Cadmium (Coughtrey & Martin 1976, Coughtrey 1977, Mason 1970, Williamson 1979, Wieser 1978).

Somit ist die Zusammensetzung der Bodenfauna für die Umsatzrate und Verteilung von Cadmium von großer Bedeutung.

Die Fähigkeit Cadmium zu akkumulieren ist in den verschiedenen Bodentiergruppen weit verbreitet (Martin & Coughtrey 1975, 1976).

Besonders empfänglich für Cadmiumakkumulation sind Bodentiere wie Regenwürmer (Andersen 1979, Ash & Lee 1980, Czarnowska & Jopkiewicz 1978, Gish & Christensen 1973, Hartenstein et al. 1980, Ireland 1979, 1981b, Krystyna & Krystyna 1980, Mori & Kurihara 1979, Van Hook 1974, Wright & Stringer 1980, Williams 1981), Schnecken (Williamson 1980, Ireland 1981a) und Asseln (Martin et al. 1976a, Hopkin & Martin 1982, Williamson 1979c). Bestimmte Tierorgane, wie Hepatopankreasgewebe bei Asseln (Hopkin & Martin 1982) und Chlorogogzellen bei Regenwürmern (Ireland & Richards 1977) wurden als Indikatoren für Cadmiumkontamination vorgeschlagen.

Auch kommen Schwermetalle in vielen Geweben als gut lösliche Komplexe mit organischen Säuren, wie etwa Malat, Oxalat und Aminosäuren vor.

Ein von Margoshes & Vallee (1957), zitiert in Schäfer & Forth (1982), gefundenes Cadmium bindendes Protein in der Pferdeniere, Metallothionein genannt, hat ein Molekulargewicht von 6800 g/Mol und vermag pro Molekül 7 Cd-Atome zu binden. Seine Affinität zu Cadmium ist größer als die zu Blei. Es hat den höchsten Cysteingehalt aller bekannter Proteine, nämlich 33 %. Weser & Rupp (1979) weisen diesen Schwefelreichtum im Metallothionein-Protein nach. An die Cysteinreste werden die Cadmiumionen über Mercaptidbindungen angelagert (Kojima & Kägi 1978).

Die Synthese von Metallthioneinen im tierischen Gewebe

kann durch die Erhöhung der Metallkonzentration in der Nahrung stimuliert werden. So erhöht sich der Gehalt an Cd-Thionein in der Säugerleber unter Cadmiumbelastung auf das 40fache und mehr. Ähnliche Anpassungsprozesse werden auch bei Fischen und Wirbellosen, aber auch bei Pilzen und Hefen beschrieben (Kojima & Kägi 1978).

Ebenfalls fand man, daß es zur Bildung von Cadmium bindenden Proteinen in Regenwürmern kommt (Suzuki et al. 1980). Ort der Bildung sind die Chloragosomen, membranumschlossene Organellen in den Zellen des Speicher- und Exkretionsgewebes der Oligochaeten, dem Chloragogen im hinteren Darmbereich (Ireland 1978, 1981b, Ireland & Richards 1977, 1981, Morgan and Morris 1982). Metallothioneine wurden bisher aus weiteren Invertebraten isoliert; aus Mollusken (Cooke et al. 1979, Ireland 1981a, Howard & Nickless 1977, Noel-Lambot 1976, Talbot & Maggee 1978) und Crustaceen (Olafson et al. 1979).

Aber die Schwermetallbindung mittels Metalloproteinbildung geht meist mit einer Senkung der Glycogenreserven einher (Richards & Ireland 1978). Das könnte bedeuten, daß die Detoxifikation ein energieverbrauchender Prozess ist, mit nachteiligen Effekten für Wachstum und Reproduktion (Joosse & Verhoef 1983). Bei *Helix pomatia* (Weinbergschnecke) konnte für Kupfer gezeigt werden, daß Enttoxifizierungsprozesse in Form von Proteinsynthese über Metallothioneinen begrenzt sind. Zuerst wurde das assimilierte Kupfer in der Mitteldarmdrüse gespeichert. Der Kupfergehalt dieses Organs stieg zwischen dem 3. und 5. Tag der kupferhaltigen Salatfütterung um das Fünffache an, blieb dann aber konstant. Ab dem 5. Tag erhöhte sich jedoch der Kupfergehalt der Darmwand. Die Mitteldarmdrüsen-

bindung erfolgte über Synthese stabiler Proteinkomplexe (Cu-Freisetzung erfolgt nur durch Veraschung), während die Darmwandbindung durch schwache Säure aufgehoben wurde (Kationenaustausch).

Moser (1978) deutet dies mit dem Auffüllen des effizienten Cu-Speichers, der Mitteldarmdrüse. Erst danach werden andere Gewebe zur Ablagerung benutzt.

Dies ist auch das Stadium in dem die Vergiftungsgefahr für das Tier zunimmt. So konnte Moser (1978) beobachten, daß mit zunehmender Darmwandkontamination der Tod der Tiere eintrat.

Mit der Synthese komplexierender Proteine ist aber das Repertoire an Einrichtungen zur Speicherung von Schwermetallen im Tierreich noch nicht erschöpft. Eine noch effektivere Methode, toxische Substanzen zu immobilisieren, besteht darin, sie in membranumschlossenen Organellen abzulagern. Wieser & Ulma (1969) entdeckten in der Mitteldarmdrüse von Asseln sogenannte Cuprosomen. Diese kupferreichen Organellen kommen nur in den Speicherzellen der Mitteldarmdrüse vor, wo sie 30 - 50 % der Organmasse ausmachen. Ähnliche Organellen sind auch bei anderen Tieren gefunden worden, z.B. in Austern (George et al. 1978). Georg & Pirie (1979) machten die Entdeckung, daß es Organelle mit unterschiedlicher Metallspezifität gibt. In der Körperflüssigkeit von Austern kommen Amöbocyten (Wanderzellen) mit kupferspeichernder Funktion aber auch mit zinkspeichernder Funktion vor. Kupfer war immer mit Schwefel und Zink immer mit Phosphor vergesellschaftet. Walker (1977) konnte ähnliche Organellen bei der Seepocke *Balanus balanoides* nachweisen. Bei Collembolen werden Schwermetalle in großem Maße in den Epidermalzellen (Spherite) der Intestinalwänden gespeichert und somit detoxifiziert (Humbert 1974, Joosse & Buker 1979). Bei Häutungen der Collembolen werden

die Schwermetalle mit den Enddarmepithelien ausgeschieden (Joosse & Buker 1979).

Einige Autoren (u.a. Ernst 1974, Tyler 1974, Ernst & Joosse-van Damme 1983) stellen dar, daß viele Tiere, trotz extrem hoher Schwermetallgehalte in ihrer direkten Umgebung, existieren können.

Tyler (1975) beschreibt die Kupfergehalte von Mitteldarmdrüsen terrestrischer Asseln, die mit 15000 µg/g TG (15000 ppm) ebenso hoch belastet sind, wie die Streu aus der Nähe einer schwedischen Messingmühle.

1.2.6. Cadmium in terrestrischen Ökosystemen

An dieser Stelle muß gesagt werden, daß es noch viel zu wenig Daten gibt, um eine befriedigende Antwort auf die Wirkung von Cadmium in terrestrischen Ökosystemen zu geben. Bis zum heutigen Tage liegen nur vereinzelte Arbeiten vor, die die Schwermetallbelastung, meist durch Blei und Zink charakterisieren (Freedman & Hutchinson 1980, Coughtrey et al. 1979, Martin & Coughtrey 1975, 76, Parker et al. 1978, Strojjan 1975, 78, Roberts 1977, Van Hook et al. 1977).

Betrachtet man die Wege des Cadmiums von den Emissionsquellen zu den Ökosystemen, dann stellen sich folgende bearbeitungswürdige Fragen:

1. In welcher chemischen Form wird das Cadmium emittiert, immitiert und deponiert?
2. Welche Glieder des jeweiligen Ökosystems sind Hauptdeponieorte?
3. In welchem Maße nehmen diese Glieder an Umbau- u. Abbauprozessen, und somit das deponierte Cadmium,

des Ökosystems teil?

4. Wie verändern sich die chemischen Bindungsformen (molekulare Einlagerung, Adsorption) von Cadmium durch den Fluß durch die Glieder der Umbau- und Abbauketten (Nahrungsketten)?
5. Welche chemischen Bindungsformen werden von den Organismen assimiliert, welche ausgeschieden?
6. Läßt sich der Cadmiumfluß durch ein Nahrungsnetz quantifizieren und modellhaft bilanzieren?

Wie komplex der Fluß von Cadmium durch ein Ökosystem ist, sei im folgenden kurz erläutert:

In terrestrischen Ökosystemen wird die pflanzliche Biomasse, meist Hauptablagerungsort für Schwermetalle, von Primärkonsumenten konsumiert. Phytophage, mit Schwermetallen kontaminiert, werden ihrerseits von räuberischen Organismen konsumiert. Die Räuber erster Ordnung dienen Räuber höherer Ordnung als Nahrung.

Ebenfalls kann pflanzliche Biomasse als Detritus in die Detritusnahrungskette eingehen und diese mit Cadmium kontaminieren. Die in den Pflanzen enthaltenen Schwermetalle folgen somit dem Stofffluß und werden über das gesamte Ökosystem verteilt. Die Verteilungsgeschwindigkeit hängt zum einen von den Umsatzraten in den einzelnen Gliedern der Nahrungsketten ab und zum anderen, in welchem Ausmaß die Verdauungssysteme (Enzyme) der Tiere die Bindungsverhältnisse der Schwermetalle verändern können. Oft bedarf es einer drastischen Enzymbehandlung um die Schwermetalle in eine resorbierbare Form zu überführen. Die Darmlänge, Verweildauer der Nahrung und die Fraßrate sind dabei wichtige Faktoren.

Nach Wieser (1979) und Schaefer (1982) kann die Bodenfauna eines europäischen Waldökosystems die gesamte

Laubmenge innerhalb eines Jahres konsumieren. Unbekannt ist dabei der Anteil der Mikroorganismen. In diesen Prozeß der Laubstreuersetzung können die Schwermetalle drastisch eingreifen. So konnte Coughtrey (1979) für die Nähe einer südeinglischen Zinkhütte nachweisen, daß dort die Fallaubbiomasse mit 8 - 13 kg TG./m², das 10 - 30fache der durchschnittlichen Fallaubmenge in ähnlichen, aber unbelasteten Waldbiotopen darstellt. Die Cadmiumkonzentration der Streu in unmittelbarer Nähe der Zinkhütte betrug 60mg/kg TG (ppm) und an Standorten in 30 km Entfernung zwischen 1 u.5 mg/kg TG (ppm). Strojan (1978a) untersuchte ebenfalls den Streuabbau und das Schwermetallkontaminationsniveau in der Nähe einer Zinkhütte, die seit 1911 betrieben wird. In dem Oberboden in unmittelbarer Umgebung der Erzhütte fand er 2300 mg Pb/kg TG Boden und 900 mg Cd/kg TG Boden. In 6 km Entfernung sanken diese Konzentrationen auf 250 mg/kg TG für Cadmium und 970 mg/kg TG für Blei ab. Der durchschnittliche Blattverlust in Gazebeutel betrug in den Kontrollflächen 40 %, 1 km von der Hütte entfernt nur noch weniger als 17 % während des Untersuchungszeitraumes.

Diese drastischen Abbauverzögerungen, die auch noch von Tyler & Westman (1978) in der Nähe einer schwedischen Messingmühle nachgewiesen wurden, zeigen daß die Aktivität der Destruenten unter Schwermetalleinfluß stark gestört sein muß. Somit führen anthropogene Belastungen in Form von Schwermetallen zu starken Störungen von etablierten Stoffkreisläufen in terrestrischen Ökosystemen.

1.2.7. Wirkung von Cadmium auf den Menschen -Aufnahme und Verteilung -

Cadmium wird durch alle Grenzflächen des menschlichen Organismus, auch über die Haut aufgenommen (Umweltbundesamt 1981).

Bei der Aufnahme über den Respirationstrakt ist zwischen dem Verbleib von schwerlöslichen Cd-Verbindungen in den Lungen und der nachfolgend daraus in den Organismus aufgenommenen Menge an gelöstem Cadmium zu unterscheiden. Für Staubpartikel von 1 - 2 μm beträgt die pulmonale Resorption 20 - 30 %, das entspricht einer täglichen Aufnahme über die Luft von 0,02-0,2 μg Cadmium in nicht kontaminierten Gebieten (Dorn et al. 1976). Die pulmonale Cadmiumbelastung steigt bei Rauchern mit täglich 10 Zigaretten um weitere 1 μg (Scherer & Barkemeyer 1983).

Die Cadmiumresorption im Magen-Darmtrakt liegt normalerweise zwischen 3 und 8 % der täglichen oralen Aufnahme von 30-150 μg Cd. (Fathi & Lorenz 1980, ZEBS-Bericht 1980), wobei allerdings ein niedrigerer Kalzium- und Proteingehalt der Nahrung die Cd-resorption fördert.

Nach der Resorption wird das Cadmium im Blut transportiert, wo es in den Erythrozyten an Hämoglobin und Metallothioneine (Piscator & Petterson 1977) gebunden wird. Gespeichert wird das Cadmium in verschiedenen Organen, wie Milz, Pankreas, Schilddrüse, Nebennieren und Hoden. Die höchsten Konzentrationen werden in der Leber und in der Niere gefunden (Thürauf et al. 1975, Schäfer & Forth 1982).

Die biologische Halbwertszeit von Cadmium im menschli-

chen Organismus beträgt beim Säugling 38 Jahre und sinkt beim 80-Jährigen auf 11 Jahre. Es gilt als typisches Kumulationsgift (Anke et al. 1976).

Die Ausscheidung erfolgt in erster Linie über die Nieren. Aufgrund des niedrigen Molekulargewichtes der Metallothioneine wird der Cadmium-Protein-Komplex offensichtlich glomerulär filtriert. Im tubulären Primärharn ist die Wasserstoffionen-Konzentration in der Regel so hoch, daß pH-Werte bis zu 5,8 erreicht werden. Bei dieser Protonenkonzentration dissoziieren die sonst stabilen Cadmium-Komplexe. Dies hat zur Folge, daß im Bereich der Tubulusepithelien toxische Cadmiumkonzentrationen erreicht werden (Schäfer & Forth 1982).

Nach Szadkowski (1974) liegt die Cadmiumausscheidung beim erwachsenen Menschen unter 2 µg/l Urin. Bei Nierenschädigung steigt die Ausscheidung jedoch sprunghaft an. Als kritischer Wert gilt 200 µg Cadmium/g Frischsubstanz der Nierenrinde (ZEBS-Bericht 1979), dessen Überschreitung zu Nierenschädigung und Proteinurie führen kann.

Die Bestimmung von Cadmium in der Rindenzone der Niere ist aus naheliegenden Gründen zur routinemäßigen Bestimmung nicht geeignet.

An der Universität Birmingham wurde jedoch von Ellis (1981) eine Methode entwickelt, die es erlaubt mittels Neutronenaktivierungsanalyse den Cadmiumgehalt in Nieren und Leber am Menschen in vivo zu bestimmen. Bei ständiger Cadmium-Inhalation wird außer den Nieren besonders die Lunge geschädigt (Lauwerys et al. 1974). Nach Exposition über Jahre hinweg zeigen sich auch charakteristische gelbliche Ringe aus Cadmiumsulfid

an den Zähnen. Durch chronische orale Cadmiumvergiftung kann es zu massiven Skelettdeformationen und auffälligem Rückgang der Körpergröße kommen.

Dies wurde 1946 in der Umgebung der japanischen Stadt Fuchu, besonders an mehrfach gebärenden Frauen in der Menopause, beobachtet (Nomiyama 1975).

Die Knochenschäden werden nach heutigem Stand der wissenschaftlichen Erkenntnis nur sekundär vom Cadmium induziert.

Primäre Ursachen sollen nach Takeuchi (1973) in der Mangelerkrankung, der gestörten Cadmiumresorption und Vitamin D-Metabolisierung in der Niere liegen.

Das karzinogene Potential (Mutagenität, Teratogenität) von Cadmium wurde im Tierversuch nachgewiesen (Umweltbundesamt 1977).

Nach Piscator (1981) ist bei hochexponierten männlichen Personen, ein erhöhtes Risiko für die Ausbildung von Prostatakarzinomen gegeben.

Die maximale tolerierbare, wöchentliche Cadmiumaufnahme wird gegenwärtig mit 400 - 500 µg/Mensch von der WHO (1979) angegeben. Bei einem angenommenen Durchschnittsgewicht eines Menschen von 75 kg, sind dies 6,7 - 8,3 µg Cadmium/kg und Woche. Aufgrund dieses Richtwertes wurden vom Bundesgesundheitsamt (ZEBS 1979) für Cadmium folgende Höchstmengen erstellt:

Blattgemüse 0,1 mg Cadmium/kg Frischgewicht

Wurzelgemüse 0,05 mg Cadmium/kg Frischgewicht

Schweineleber, 0,8 mg Cadmium/kg Frischgewicht

um nur einige Werte zu nennen.

Amerikanische (Kowal et al. 1979) und englische Studien (Hubbard & Lindsay 1979) kommen zu dem Ergebnis, daß mit der täglichen Nahrung maximal 20 µg Cadmium/Tag zugeführt wird. Somit liegt die wöchentliche Cadmium-

aufnahme ungefähr bei der Hälfte des von der WHO tolerierbaren Wertes.

Schäfer & Forth (1982) haben die tägliche Cadmiumresorption aus Nahrung, Wasser und Luft für einen Mitteleuropäer hochgerechnet. Für nichtrauchende Bewohner einer wenig belasteten Region kommen sie auf 1,63 µg Cadmium/Tag, für nichtrauchende Bewohner einer hochbelasteten Region auf 2,88 µg Cadmium/Tag. Jeweils als Inkorporation bei einer angenommenen Resorptionsrate von 5 % aus der Nahrung. Für Raucher sieht die Situation allerdings schlechter aus. Bei 10 Zigaretten/Tag werden zusätzlich 1 µg Cadmium inkorporiert (Scherer & Barkemeyer 1983).

Es muß die Aufgabe der Chemie und Technologie sein, die gegenwärtige Cadmiumbelastung aufgrund der umwelttoxischen Merkmale stark zu vermindern.

Prinzipiell könnte dies auf vier verschiedenen Wegen passieren:

1. Verwendung cadmiumarmer Ersatzstoffe
2. Änderung von Prozeßtechniken
3. Einsatz von hochwirksamen Reinigungsanlagen, sowohl für Abwasser als auch für Abluft
4. Verwendungsverzicht von Cadmium und mit Cadmium verunreinigte Stoffe.

2.0. CHARAKTERISIERUNG DES UNTERSUCHUNGSGEBIETES

2.1 Geographische Lage der Untersuchungsflächen und frühere Nutzung

Das Untersuchungsgelände liegt in Berlin-Spandau, Seengefelder Straße, und hat eine Gesamtfläche von ca. 2000 qm. In der Vergangenheit wurde es unterschiedlichen Nutzungen unterzogen. In der Nachkriegszeit wurde kurzfristig Acker- bzw. Gartenbau auf ihm betrieben (Mitteilung des Gartenbauamtes Spandau).

Seit über 30 Jahren liegt es brach und trägt heute eine üppige Hochstaudenflur, in der die Goldruten (*Solidago gigantea* und *Solidago canadensis*) neben den anderen typischen Ruderalpflanzen dominieren.

Abb. 1 zeigt den Lageplan des Untersuchungsgeländes mit den errichteten Versuchspartzellen.



Cd I = 1 g/m² Cadmiumnitrat, Cd II = 5 g/m²
Cadmiumnitrat, K = Kontrollparzelle

2.2 Versuchsparzellen

Auf dem oben beschriebenen Untersuchungsgelände wurden im März 1982 10 Parzellen mit jeweils 20 qm Fläche errichtet. Für die Cadmiumuntersuchung wurden 5 Parzellen eingesetzt (Abb. 1). Die Konstruktion der Parzelle erfolgte aus 15 mm starken Spanplatten, die aufgrund ihrer geringen Formaldehydausdunstung auch für Innenräume geeignet gewesen wären. Die Parzellenwände wurden 40 cm in den Boden eingelassen, um ein seitliches Auswandern der Bodenfauna und Verlagerung der Chemikalie zu verhindern. Oberhalb des Bodens hatten die Parzellenwände eine Höhe von 80 cm. Die Installationsarbeiten der Parzellenwände wurden im frühen Frühjahr 1982 vorgenommen, um die Vegetationszerstörung möglichst gering zu halten. Jeweils eine Breitseite der Parzellen wurde erst zwei Tage vor der Cadmium-Applikation montiert, so daß ein Faunenaustausch mit dem übrigen Gelände bis zum Schluß gegeben war.

Im folgenden werden die unbehandelten Parzellen als Kontrollen, die mit 1 g/qm Cadmiumnitrat behandelten Parzellen als Cd I und die mit 5 g/qm Cadmiumnitrat behandelten als Cd II-Parzellen bezeichnet.

2.3 Parzellenboden

Der Boden kann bodenkundlich als "Hortisol - Pararendzina auf Talsand" eingestuft werden (Runge 1975). Pararendzinen zählen zu den häufigsten Bodentypen in der BRD, somit kommt der Untersuchung beispielhaften Charakter zu.

Tab. 1 gibt einen Überblick über einige chemische und physikalische Bodeneigenschaften in den Parzellen. Die Korngrößenbestimmung zeigt einen Feinsandgehalt >66%, dies ist ein typisches Merkmal für Berliner Talsande (Blume 1981).

Die Sandfraktionen (GS, MS, FS) nehmen in allen Horizonten einen Anteil am Gesamtvolumen von größer als 75 % ein. Da der Schluffgehalt um 20 % und der Tongehalt um 3,7 % schwankt, kann man dem Boden nach Scheffer & Schachtschabel (1979) die Bodenart lehmiger Sand zuordnen.

Für die physikalische Eigenschaft des Parzellenbodens bedeutet dies, daß er gute Wasserdurchlässigkeit sowie gute Durchlüftung besitzt, aber nur einen geringen Gehalt an natürlichen Nährstoffen, ein geringes Absorptionsvermögen für K- und NH_4 -Ionen (leichte Auswaschung) und ein geringes Speicherungsvermögen für pflanzenverfügbares Wasser. Der pH-Wert zeigt einen mittleren bis sauren Bereich an.

Für die Cadmiumverfügbarkeit bedeutet dies, daß aufgrund der hohen Protonenkonzentration viele potentielle Cadmium-Bindungsstellen im Boden mit Protonen abgesättigt sind und Cadmium hoch konzentriert in der Bodenlösung vorliegt.

Tab. 1: Bodeneigenschaften in den Untersuchungsparzellen in Berlin - Spandau.

O.S. = organ Substanz, K = Kohlenstoffgehalt, C/N = Kohlenstoff/Stickstoff, KAK = Kationenaustauschkapazität, GS = Grobsand, MS = Mittelsand, FS = Feinsand, U = Schluff, T = Ton, **KAK** in mval/100 g Boden.

Parzellen	Horizont	O.S. (%)	K (%)	N (%)	C/N (%)	KAK	GS (%)	MS (%)	FS (%)	U (%)	T (%)
Kontrolle	0-4	4,8	3,6	0,3	12,0	17	0,2	9,8	66,1	19,9	4,1
	12-20	4,2	1,6	0,1	12,0	8	0,3	9,4	68,7	18,1	3,5
Cadmium I a	0-4	5,3	4,0	0,2	20,0	17	0,7	9,2	66,5	20,5	3,1
	12-20	4,1	3,0	0,1	10,0	11	0,2	8,5	68,5	19,3	3,4
Cadmium I b	0-4	6,1	4,1	0,3	13,7	17	1,1	13,3	64,8	17,7	3,1
	12-20	4,3	3,0	0,1	11,0	11	0,2	8,2	68,4	19,7	3,5
Cadmium II a	0-4	4,8	5,0	0,3	16,7	30	0,2	10,5	68,9	17,0	3,5
	12-20	4,4	2,6	0,1	11,0	11	0,2	8,0	70,3	18,1	3,5
Cadmium II b	0-4	5,4	2,9	0,2	14,5	17	0,2	8,3	68,9	19,0	3,7
	12-20	4,6	2,0	0,1	10,0	8	0,2	8,2	68,9	19,0	3,7

Der geringe Nährstoffgehalt von Sandböden wird durch die gute Humusversorgung im Oberboden (6-12,6%) kompensiert. Das günstige C/N-Verhältnis der organischen Substanz (12,0-20,0 im 0-4 cm Horizont und 10,0-12,0 im 12-20 cm Horizont) bietet für die meisten Bodentiere optimale Milieubedingungen.

Die Austauschkapazität, geschätzt aus Tongehalt und organischer Substanz (%) ist relativ gering, d.h. für das Cadmium-Kation sind nur wenige Bindungsstellen frei (Schlichting & Blume 1966). Die berechneten 17 mval/100 g Boden für den A_h -Horizont bedeuten, daß 2,61 g $Cd(NO_3)_2$ /100 g Boden theoretisch ausgetauscht werden können. Das entspricht 2,61 kg $Cd(NO_3)_2$ Austausch bei 1 qm mit 10 cm Tiefe. Kalk war in dem untersuchten Boden nicht vorhanden.

2.4 Klima

Berlin-West liegt im Grenzbereich zwischen kontinental und ozeanisch geprägtem Klima sowie in einem Übergangsgebiet zwischen semiariden und semihumiden Bedingungen.

Das langjährige Niederschlagsmittel liegt im Berliner Westen bei ca. 600 mm NS und die langjährige Jahresmitteltemperatur um 8,5°C.

Während der Vegetationsperiode 1982 wurden die Niederschlagsmengen (mm) und die Tagesmitteltemperaturen (°C) von der nahegelegenen meteorologischen Station Konradshöhe, Sandhauser Straße, bezogen (Abb. 2,3). Die Niederschläge des Jahres 1982 liegen deutlich unter dem langjährigen Mittel (Tab. 2). Im Juni, Juli und August regnete es nur halbsoviel wie in normalen Jahren. Der September erbrachte sogar nur 33,7 % des üblichen Niederschlages. Auch die Temperaturen weisen das Sommerhalbjahr 1982 als besonders warm aus. Die Monate Juli und September liegen mit +2,4° C über der langjährigen Monatsmitteltemperatur (Tab. 3).

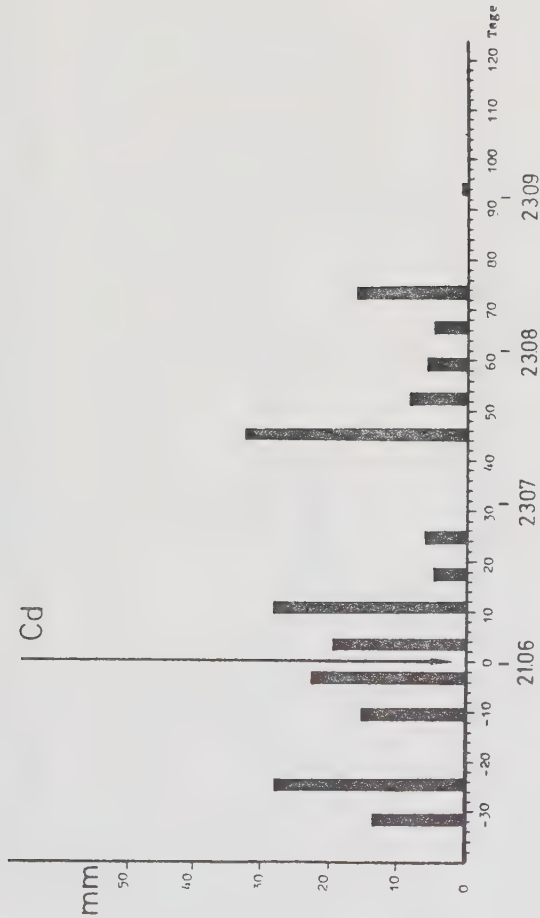


Abb. 2: Niederschlagsverteilung (Wochenmittelwerte)
in den Untersuchungsflächen in 1982.
Quelle: Inst. f. Meteorologie der FU Berlin,
Station Konradshöhe

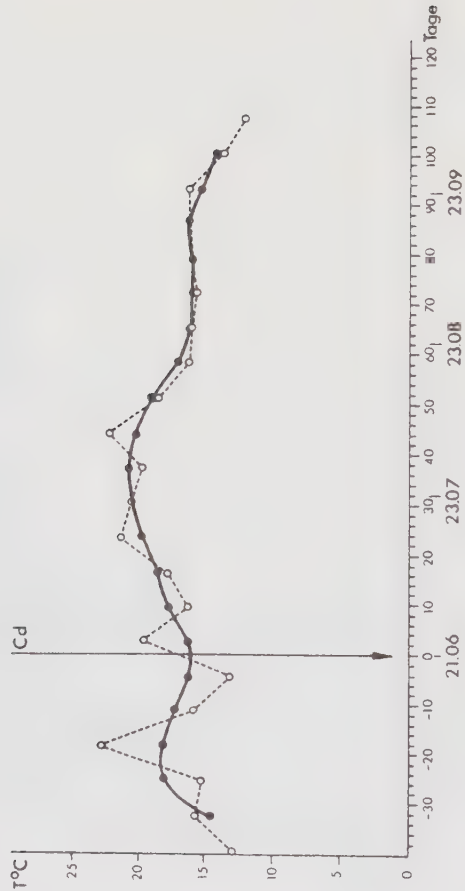


Abb. 3: Temperaturverlauf in den Untersuchungs-
flächen in 1982.

●—● = Zweiwochenwerte (gleitende Mittelwerte)
o----o = Wochenmittelwerte

Quelle: Inst. f. Meteorologie der FU Berlin,
Station Konradshöhe

Tab. 2: Niederschlagsmengen (mm) pro Monat
in Berlin-Dahlem und Berlin Spandau
1982.

Die prozentualen Abweichungen der
langjährigen Monatssummen sind für
die Station Berlin-Dahlem darge-
stellt.

Monat	Station Berlin-Spandau	Station Berlin-Dahlem	prozentuale Ab- weichung von den langjährigen Mo- natssummen
Mai	71,4	62,6	+ 9
Juni	66,7	35,8	- 49
Juli	32,3	32,2	- 42
August	52,4	46,1	- 35
Sep.	17,0	15,4	- 66,3

Tab. 3: Monatsmittelwerte der Lufttemperaturen (°C) in Berlin-Dahlem und Berlin-Spandau in 1982.

Die Abweichungen (+ °C) von den langjährigen Monatsmitteln sind für die Station Berlin-Dahlem dargestellt.

Monat	Station Berlin-Spandau	Station Berlin-Dahlem	°C-Abweichungen von den langjährigen Monatsmitteln
Mai	13,4	13,8	+ 0,6
Juni	17,1	17,2	+ 0,2
Juli	19,7	20,4	+ 2,4
August	18,5	18,5	+ 1,4
Sep.	15,9	16,3	+ 2,4

2.5 Vegetation

Charakteristisch für das Stadtgebiet von Berlin sind heute neue anthropogene Standorte, auf denen sich vor allem nach Ende des 2. Weltkrieges eine spontane Vegetation entwickeln konnte. Dies gilt vor allem für die großen Bahnbrachen des Potsdamer- und Anhalter Güterbahnhofes und der innerstädtischen Brachen, wie z.B. das Diplomatenviertel (Asmus 1980).

Die Parzellen wurden auf Flächen errichtet, die als Vegetationstyp eine ruderale Hochstaudenflur aufweisen. Es dominieren *Solidago gigantea* und *Solidago canadensis*, die mehr als 90 % der Biomasse stellen.

Unter Ruderalpflanzen versteht man im allgemeinen Siedlungsbegleiter, die stickstoffreiche Böden lieben (Weber 1961). Scholz (1960) registrierte für Berlin 235 Ruderalpflanzenarten.

Solidago Hochstaudenbestände sind sehr produktive Bestände. Nach Schäfer & Werner (1979) werden je nach Bodenart Biomassen (ober- und unterirdische) bis zu 80t/ha/Jahr produziert. In dieser Biomasse sind bis zu 500 kg/ha als N-Vorrat zu finden.

Solidago canadensis wurde 1648 aus ihrer Heimat Nordamerika als Zierpflanze in europäische Gärten eingeführt. Von dort hat sie sich als Kulturflüchtling weiter verbreitet. Teilweise durch den Menschen als Bienenweide und Fasanenfutter gefördert, hat sie sich in diesem Jahrhundert explosionsartig verbreitet. Die Pflanze dehnt ihr Areal auf Brachflächen ständig aus.

Tabelle 4 : Artenliste und die prozentualen Deckungsgrade der Pflanzen in den Untersuchungspartzellen (Kartierung 14.Juli.1982)

Fläche	Cd Ia	Cd Ib	Cd IIa	Cd IIb	K
Flächengröße (m ²)	20	20	20	20	20
Gesamtdeckung (%)	100	100	100	100	100
Artenzahl	12	8	12	10	17
Deckungsgrad Summe %	134	112	141	142	145

Stauden :

<i>Solidago gigantea</i>	4	3	7	5	5
<i>Solidago canadensis</i>	5	3	2	2	5
<i>Tanacetum vulgare</i>	1	0	1	1	0
<i>Urtica dioica</i>	0	3	0		

Krautige :

<i>Rumex thyrsiflorus</i>	0		1	1	
<i>Achillea millefolium</i>			0	0	0
<i>Linaria vulgaris</i>			0		
<i>Epilobium adenocaulon</i>	0				
<i>Galium mollugo</i>		0		0	
<i>Equisetum arvensis</i>	0				

Gräser :

<i>Arostis tenius</i>		1	0	1	0
<i>Agropyron repens</i>	0	0			0
<i>Arrhenaterum elatius</i>		0	1	0	0
<i>Carex hirta</i>	0			0	0
<i>Holcaus lanatus</i>	0				0
<i>Poa angustifolia</i>	0		0	3	
<i>Festuca trachyphylla</i>	1		0		

mittlere ökologische Zeigerwerte nach Ellenberg (1979):

Feuchte	5,2	5,6	4,9	4,8	5,1
Licht	7,6	7,7	7,8	7,6	7,6
Reaktion	5,0	5,6	5,3	5,6	5,6
Stickstoff	5,5	6,4	5,3	5,1	5,6

Deckungsgradeinteilung : 0 = <5%, 1 = 5-15%, 2 = 15-25%, 3 = 25-35%, 4 = 35-45%, 5 = 45-55%, 7 = 65-75% .

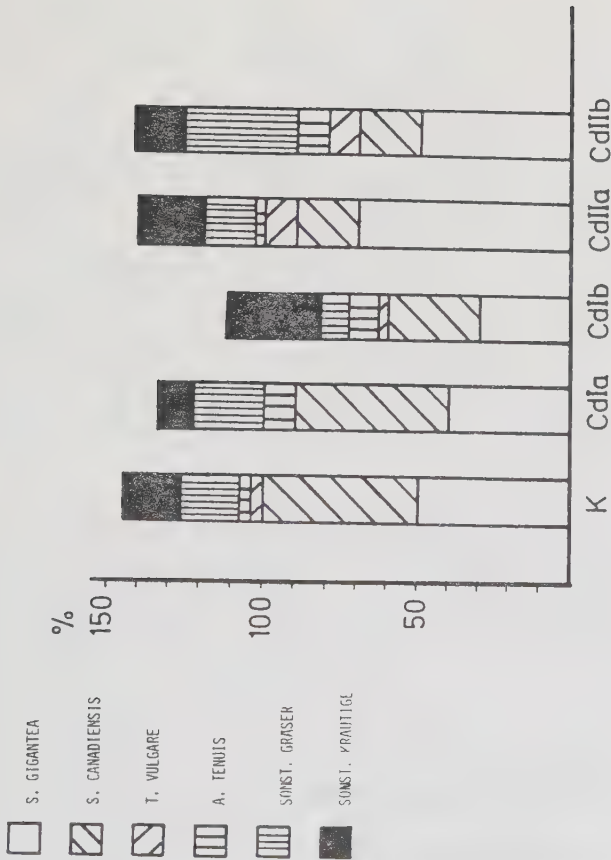


Abb. 4: Die Deckungsgrade der dominanten Pflanzenarten in den Untersuchungsparzellen (Kartierung am 14. 7. 1982).

Neben *Tanacetum vulgare* und *Urtica dioica* waren Gräser und nährstoff- bzw. vertrittanzeigende Kräuter charakteristisch vertreten (Tab. 4).

Pflanzensoziologisch läßt sich die Vegetation zu der Klasse *Artemisietea* (ausdauernde Stickstoffkrautfluren) mit der Tendenz zur *Molinio-Arrhenatereeta* (Grünlandgesellschaften) einordnen. Zur Dokumentation der Vergleichbarkeit der Parzellen zueinander, wurden die Deckungsgrade der dominanten Pflanzenarten (Braun-Blanquet 1964) im Sommeraspekt 1982 erfaßt und in Abb. 4 dargestellt. Die Arten der Gattung *Solidago* nehmen gemeinsam in allen Parzellen einen Deckungsgrad von mindestens 60 % ein.

Die ökologischen Zeigerwerte nach Ellenberg (1979) weisen den Standort mit einer mittleren Feuchtezahl, einer leicht sauren Reaktion, als gut stickstoffversorgt und optimalen Lichtbedingungen aus (Tab. 4).

3.0 Material und Methoden

3.1 Streubeutelversuch

Alle Arbeitsschritte des Streubeutelversuches sind in einem Flußdiagramm übersichtlich dargestellt (Abb. 5) :

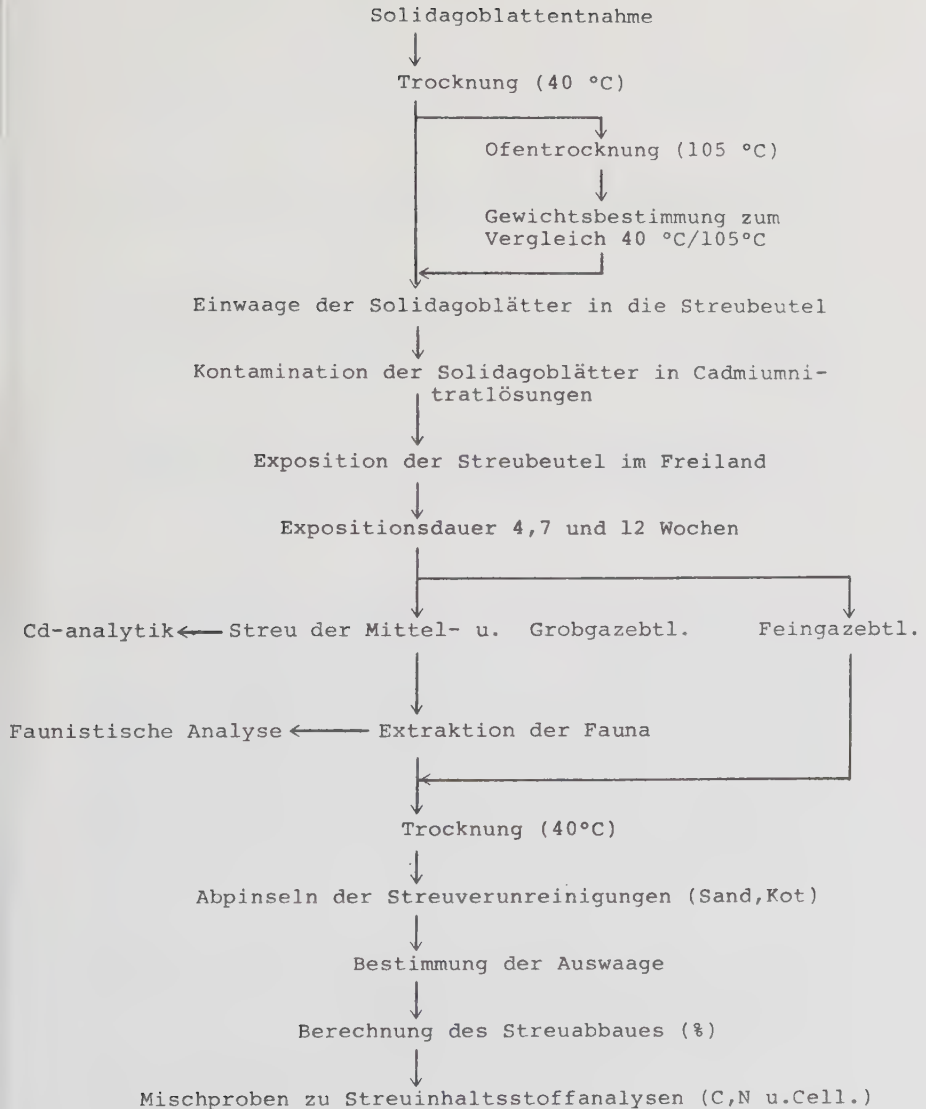


Abb. 5: Flußdiagramm des Streubeutelversuchs.

3.1.1 Streubeutelherstellung und Streubeschaffung

Die Gazebeutel wurden aus Kunststoffgewebe hergestellt:

a) Grobgazebeutel: Maschenweite 6 mm, Einwanderungsmöglichkeit für Meso- und Makrofauna. Beutelgröße 15 x 15 cm.

b) Mittelgazebeutel: Maschenweite 1 mm, Einwanderungsmöglichkeit für die Mesofauna. Beutelgröße 15 x 15 cm.

c) Feingazebeutel: Maschenweite 0,050 mm, Aussper-
rung der Fauna, mikrobieller Abbau. Beutelgröße 30 x 15 cm.

Die benötigten *Solidago-gigantea*-Blätter wurden am 17. und 18. Mai 1982 auf einem Ruderalgelände in Berlin-Reinickendorf, Montanstraße, geerntet. Die *Solidago*pflanzen waren zu jener Zeit 60 cm hoch. Im Labor wurden die Blätter ca. 3 Wochen auf Makulaturpapier luftgetrocknet. Nachtrocknungsversuche im Trockenschrank bei 105° C ergaben, daß die luftgetrocknete Streu den nahezu gleichen Restwassergehalt hatte (Tab. 5).

In die oben beschriebenen Streugazebeutel wurden folgende Mengen mittels Laborwaage (Typ Sartorius, Wägebereich 0,01 - 50 g) eingewogen:

(Alle Gewichte sind in g Trockengewicht ausgedrückt).

Tab. 5:

Differenzbestimmung zwischen den Gewichten von lufttrockener und ofentrockener Solidagostreu.

(A = Solidagostreu die 3 Wochen luftgetrocknet wurde, B = Solidagostreu die 3 Wochen luftgetrocknet u. anschließend 44 Stunden bei 105°C im Ofen nachgetrocknet wurde.)

Probe	A (g)	B (g)	Differenz (g)	Fehler (%)
B 1	37,68	37,10	0,58	1,5
B 2	37,23	36,51	0,72	1,9
B 3	36,62	36,08	0,54	1,5
B 4	37,37	36,76	0,61	1,6
B 5	37,07	36,50	0,57	1,5
B 6	36,25	35,80	0,45	1,3

a) Grobgazebeutel: Einwaage ca. 10g TG, da eine genaue Einwaage durch Verluste über die großen Maschenweiten nicht möglich gewesen wäre. Die Ausgangsstreumasse wurde nach dem Zunähen der Beutel bestimmt.

b) Mittulgazebeutel: Einwaage genau 10 g TG Solidagostreu

c) Feingazebeutel: Einwaage genau 20 g TG Solidagostreu

Alle Gazebeutel wurden durch Plastikprägeschildchen gekennzeichnet.

3.1.2 Streubeutelkontamination

Neben der direkten Kontamination der Parzellen wurden die mit Solidagoblattstreu gefüllten Gazebeutel durch Tauchbäder mit Cadmiumnitrat ($\text{Cd}(\text{NO}_3)_2$) kontaminiert.

Die Tauchbadkontamination ließ einen gleichmäßigen Cadmiumgehalt der einzelnen Streubeutel erwarten. Wenn die Streubeutel nur durch die Parzellenbesprühung auf der Bodenoberfläche kontaminiert worden wären, hätte die unterschiedliche Vegetationsbedeckung zu sehr unterschiedlichen Kontaminationsniveaus der Streubeutel geführt. Ferner wäre die oberste Streuschicht immer stärker kontaminiert gewesen, als die unteren Streuschichten.

Durch den Tauchvorgang sollte eine Cadmiumkonzentration in den Cd I-Streubeuteln von 10 mg Cd/kg TG und in den Cd II-Streubeuteln von 50 mg Cd/kg TG erreicht werden. Dies entspricht der theoretischen Konzentration der Auflagestreu in den Parzellen nach der Besprühung.

Aus Vorversuchen mit luftgetrockneter Solidagostreu war bekannt, daß die Streu das dreifache ihres Trockengewichtes an Wasser nach einer zweistündigen Tauchzeit aufnimmt und dann gesättigt ist.

Somit wurde die Tauchbadkonzentration für die Cd I-Streubeutel wie folgt angesetzt:

Die angestrebte Cadmiumkonzentration der Streu war 10 mg/kg TG. Das entspricht $100 \mu\text{g Cd}$ in 10 g Streu TG. In 30 ml H_2O müssen demnach $100 \mu\text{g Cd}$ gelöst sein. Da die Tauchwannen ein Fassungsvermögen von 10 ltr. hatten, wurden pro Wanne 33,33 mg Cadmium gelöst. Da der errechnete Wert für elementares Cadmium gilt, mußte bei dem eingesetzten Cd-Salz ($\text{Cd}(\text{NO}_3)_2$) ein Korrekturfaktor von 2,7 mit einberechnet werden. $33,33 \text{ mg} \times 2,7 = 89,99 \text{ mg Cd}(\text{NO}_3)_2 \times \text{H}_2\text{O}$ wurden pro Tauchwanne eingewogen. In den Cd II-Tauchwannen, in denen die Streu eine Cadmiumkonzentration von 50 mg/kg TG erreichen sollte, wurden entsprechend $449,96 \text{ mg Cd}(\text{NO}_3)_2 \times \text{H}_2\text{O}$ eingewogen.

Nach zweistündiger Tauchzeit wurden die Streubeutel in den Freilandparzellen auf der Bodenoberfläche deponiert.

Pro Parzellentyp (40 qm) wurden folgende Beutelmengen und Varianten ausgelegt:

- 30 Grobgazebeutel
- 30 Mittulgazebeutel
- 30 Feingazebeutel

Die pro Parzelle von den Streubeuteln bedeckte Fläche betrug 2,7 qm, das sind 6,75 % der Gesamtfläche.

3.1.3 Streubeutelauswertung

Nach vier, sieben und zwölf Wochen wurden pro Parzellentyp (Cd I , Cd II und K) folgende Streubeu-

telzahlen eingeholt:

- 10 Grobgazebeutel
- 10 Mittलगazebeutel
- 10 Feingazebeutel

Im Labor wurde mit den einzelnen Beuteltypen wie folgt verfahren: (s.a. Abb. 5)

- a) Grobgazebeutel: Die Streu von 10 Beuteln wurde in einem modifizierten Berlese-Tullgren-Apparat (Balogh 1958, Edwards & Flechter 1971) überführt.

Zum Wirkungsgrad dieser Apparatur haben sich Andre & Lebrun (1979) geäußert.

Als Fangflüssigkeit diente eine gesättigte Pikrinsäurelösung. Das Auffanggefäß (200 ml Becherglas) mit der Pikrinsäure stand in einem von Wasser durchgespülten Becken, um somit einen größeren Temperaturgradienten herzustellen. Als Heizquelle wurde eine Infrarot-Heizlampe, Typ ELSTEIN 60 Watt, benutzt, die über ein Thermostat gesteuert wird. Die Auslesedauer betrug 10 Tage bei 40 °C.

Die in die Pikrinsäure eingewanderten Tiere wurden mittels einer Filtervorrichtung in 75%igen Ethanol überführt. Unter einem Binokular wurden die gefangenen Tiere bei 15-50facher Vergrößerung in die einzelnen Gruppen sortiert: Oribatiden, Gamasinen, Collembolen, Prostigmata und Sonstige.

Nach dem Austreiben der Mesofauna wurde die Auswaage der Streu bestimmt. Vor der Auswaage wurden Sandpartikel und Faeces mit einem Pinsel aus der Reststreu entfernt. Auf ein Abspülen der Verunreinigungen wurde verzichtet, da zusätzlicher Gewichtsverlust befürchtet wurde. Herlitzius (1983b) fand Gewichtsverluste beim Abspülen von 15 %.

- b) Mittलगazebeutel: Bei der Streu von 6 Beuteln wurde wie bei den Grobgazebeuteln verfahren. Die anderen vier Beutel wurden der Cadmiumanalytik zugeführt.
- c) Feingazebeutel: Die Streu der 10 Streubeutel wurde bei 40 °C getrocknet und die Auswaage bestimmt.

Aus dem Trockengewicht der Reststreu und dem bekannten Anfangsstreutrockengewicht wurden der prozentuale Abbau berechnet.

Die Reststreu der gleichen Beuteltypen und Kontaminationstypen wurde zu Mischproben vereinigt und daraus die Streuinhaltsstoffanalysen (C,N und Cellulose) erstellt. Bei der Auswertung der Hemmung des Streuabbaus in Gazebeutel wurden wegen der besseren Anschauung die Reststreubiomassen der Kontrollbeutel gleich 100 % gesetzt und die Reststremengen der cadmiumkontaminierten Streubeutel rechnerisch darauf bezogen. Die Mittelwerte ($\bar{x}$) und Standardabweichungen (s) wurden hochgerechnet.

Mit dem t-Test für ungleiche Varianzen wurden die Singnifikanzen zwischen den Kontaminations- und Beuteltypen berechnet.

3.2 Analysen der Solidagostreu

3.2.1 Restwasser- und Aschebestimmung

(nach Bennert (1973))

Die leeren Porzellantiegel werden bei 105 °C und bei 500 °C 24 Stunden im Trockenschrank bzw. im Muffelofen getrocknet. Bei den 105 °C Wägungen müssen die Tiegel 1 Stunde im Exsikkator abkühlen, bei den 500 °C 1,5 Stunden.

In die so vorgetrockneten Tiegel wird die mit einer Schwingmühle gemahlene, gefriergetrocknete Streu (ca. 300 mg) eingewogen. Nun werden die Tiegel mit der Streu für weitere 24 Stunden für die Restwasserbestimmung im Trockenschrank bei 105 °C getrocknet, 1 Stunde im Exsikkator abgekühlt und gewogen. Die Tiegel zur Aschegehaltsbestimmung werden bei 500 °C geglüht und bis zur Gewichtskonstanz gewogen.

Berechnung des Restwassers:

1. Tiegel x Einwaage-Streu nach 24 Stunden (g) -
Tiegel leer (g) = getrocknete Einwaage.

$$2. \quad \frac{\text{getrocknete Einwaage (g)}}{\text{nicht getrocknete Einwaage (g)}} = \frac{x \%}{100 \%}$$

$$3. \quad 100 \% - x \% = \underline{\underline{\% \text{ Restwasser}}}$$

$$4. \quad x \text{ (g) Restwasser} = \frac{\text{Einwaage (g)} \times \% \text{ Restwasser}}{100 \%}$$

$$5. \quad \begin{array}{l} \text{Einwaage (g)} \\ - \text{Restwasser (g)} \\ \hline \underline{\underline{\text{korrigierte Einwaage}}} \end{array}$$

Berechnung des Aschegehaltes:

$$6. \quad \text{Tiegel} + \text{Asche (g)} - \text{Tiegel leer (g)} = \text{Asche (g)}$$

$$7. \quad \frac{\text{Einwaage corr. (g)}}{\text{Asche (g)}} = \frac{100 \%}{x \%}$$

$$x \% \text{ Asche} = \frac{100 \% \times \text{Asche (g)}}{\text{Einwaage corr. (g)}}$$

Alle weiteren Analysenergebnisse (Kohlenstoff, Stickstoff, Zellulose) wurden mit den Restwasser- aschewerten korrigiert, um die Werte auf Restwasser- aschefreie Einwaagen beziehen zu können. Pro Probe wurden 3 Parallelbestimmungen für Restwasser und Asche durchgeführt.

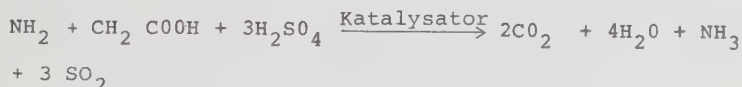
3.2.2 Bestimmung des Stickstoffgehaltes Prinzip (Bennert 1973)

Organisch gebundener Stickstoff kommt in Pflanzen in Proteinen und Aminosäuren bzw. Amiden vor. Diese unterschiedlichen N-haltigen Fraktionen kann man mit Trichloressigsäure CCl_3COOH (Grennwald 1915) trennen, indem die Proteine ausgefällt werden und die niedermolekularen N-Verbindungen in Lösung gehen. Der N-Gehalt beider Fraktionen wird dann getrennt, nach der Methode von Kjeldahl bestimmt.

Mit der Kjeldahl-Methode werden neben organischem Nitrat, Nitrose- und Azoverbindungen nicht erfaßt. Diese Verbindungsgruppen haben aber immer einen Anteil am N - Gehalt < 1 %.

Die Kjeldahl-Methode läuft nach folgendem Prinzip:

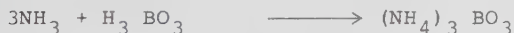
N-haltige organische Verbindungen werden durch Schwefelsäure conc. unter Zusatz eines Katalysators (Selenreaktionsgemisch) bei 80 °C hydrolysiert.



Das gebildete Ammoniak löst sich in der überschüssigen Schwefelsäure zu Ammoniumsulfat.



Durch Kochen mit Lauge (NaOH) wird das Ammoniumion abdestilliert und in Borsäure aufgefangen.



Das Ammoniumborat wird gegen Schwefelsäure bis zur freien Borsäure titriert.



Durchführung:

1. Von der gefriergetrockneten feingemahlenden Reststreu werden ungefähr 50 mg in Zentrifugengläser eingewogen. Pro Probe werden 2 Einwaagen durchgeführt. Auf die Einwaage gibt man 2 mal 3,5 ml Trichloressigsäure (3,5 %), schüttelt gut durch und gibt nochmals 5 ml der 3,5 %igen TCE hinzu.

Danach wird das Ganze gut durchgemischt und 12 Stunden Reaktionszeit abgewartet. Durch Zentrifugieren bei 6000 U/min. werden die TCE-löslichen Rückstände von TCE-unlöslichen getrennt. Der Überstand wird in einen mit Selenreaktionsgemisch (1 Spatelspitze) und 1 ml Schwefelsäure conc. beschickten Kjeldahlkolben gegeben. Dazu kommt 50 ml A. dest. Die Veraschung erfolgt bei 220 - 250 °C.

In den abgekühlten Kjeldahlkolben gibt man 50 ml dest. H_2O und 5 ml NaOH und hängt die Kolben sofort an die Destillationsapparatur.

Der Vorstoß der Destillationsapparatur reicht in einen Erlenmeyerkolben, in den 5 ml Borsäure (2 %) und 3 Tropfen Mischindikator 5 (ph 4,4 - 5,8) gegeben wurden. Nach Abschluß der Destillation wird der Überstand mit 0,005 n Schwefelsäure und der Rückstand mit 0,01 n Schwefelsäure titriert. Für die Proteinrückstände erfolgen die gleichen Arbeitsgänge, nur daß die Titration aufgrund höherer N-Gehalte mit 0,01 n Schwefelsäure durchgeführt wird.

Einige Blindwerte werden immer mit bearbeitet.

Zur Überprüfung der Reagenzien wurde eine Messung mit Valin durchgeführt.

Alle Chemikalien waren speziell zur N-Bestimmung geeignet und hatten p.A.-Qualität.

Die Berechnung des Stickstoffes erfolgte nach folgendem Schema:

1. Einwaage mit dem Restwassergehalt korrigieren:

$$x \text{ (mg)} = \frac{\text{Einwaage (mg)} \times \% \text{ Restwasser}}{100 \%}$$

$$\text{Einwaage corr.} = \text{Einwaage (mg)} - x \text{ (mg)}$$

2. Stickstoffgehaltberechnung

$$N\% = \frac{(T1 - T0) \times n \times 14 \times 100}{\text{Einwaage corr.}}$$

wobei:

T1 = Säureverbrauch einer Probe in ml

T0 = Säureverbrauch der Blindprobe in ml

n = Normalität der Schwefelsäure

14 = Atomgewicht von N

Einwaage corr = korrigierte Einwaage in mg

3.2.3 Bestimmung des Kohlenstoffgehaltes

Prinzip nach Wösthoff, mit Geräte-Typ: Gasanalysenmeßanlage Typ Wösthoff, gemessen wird die relative Leitfähigkeit (μS), die sich beim Durchleiten

eines Gases (CO_2) durch eine Reaktionslösung (1/10n NaOH) ergibt. Die gemahlenen Streuproben werden bei 1000°C in reinem O_2 verbrannt. Das dabei entstehende CO_2 wird einer Meßzelle zugeführt, welche mit 2 Elektroden ausgerüstet ist. Die erste Elektrode mißt die Leitfähigkeit der unverbrauchten NaOH-Lösung. Die zweite Elektrode mißt die Leitfähigkeit der NaOH-Lösung, die von dem CO_2 durchströmt wurde. Die Elektroden sind zu einer Brückenschaltung verdrahtet, und die in Abhängigkeit von der Leitwertänderung auftretende Spannungsänderung wird über einen Verstärker als Schreiber ausschlag registriert. Der Sauerstoffdurchfluß beträgt 45 Ltr./Std.

Analysengang:

1. Eichung: Die Eichung des Gerätes erfolgt mit reinem Kohlenstoff oder mit CaCO_3 , wobei 100 mg CaCO_3 12 mg C entsprechen (Skaleneinheit 1 mg $\approx$ 4 SkT)
2. Messung: Auf vorgeglühten Porzellan-Keramikscheffchen (1000°C) werden 50 mg Streu eingewogen. Das Schiffchen mit der Streuprobe wird langsam in das Verbrennungsrohr eingeschoben. Die Streu verbrennt und das CO_2 entsteht.

Bei gleichbleibender Leitfähigkeit ist der Verbrennungsvorgang und damit die CO_2 -Produktion abgeschlossen.

Nach jedem Verbrennungsvorgang wird die Meßzelle 3 mal mit A.dest. und 3 mal mit 0,1 m NaOH gespült. Durch die anfangs vorgenommene Eichung können die Meßwerte direkt in mg C umgerechnet werden.

3.2.4. Bestimmung des Cellulosegehaltes

Prinzip: Boehringer UV-Test für Glucose/Fructose (Best. Nr. 139106).

Glucose und Fructose werden durch das Enzym Hexokinase (HK) und Adenosin-5-triphosphat (ATP) zu Glucose-6-phosphat (G-6-P) phosphoryliert.



In Gegenwart des Enzyms Glucose-6-phosphat-Dehydrogenase (G-6-P-DH) wird G-6-P zu Nicotinamid-adenin-dinucleotid-phosphat (NADP^+) zu Gluconat-6-phosphat oxidiert. Es entsteht reduziertes Nicotinamid-adenin-dinucleotid-phosphat (NADPH).



Die während der Reaktion gebildete NADPH-Menge ist der Glucosemenge äquivalent.

NADPH ist die Meßgröße und wird aufgrund seiner Absorption bei 340 nm photometrisch bestimmt.

Durchführung:

In die Küvetten werden folgende Mengen von der tiefgefrorenen Lösung pipettiert:

	Leerwert	Probe	Eichwert
Lösung 1			
Boehringer	1,0 ml	1,0 ml	1,0 ml
Probeflösung	-	0,1 ml	-
A.bidest	2,0 ml	1,9 ml	-

Die gemischten Lösungen werden nach 3 Minuten der Extinktionsmessung unterzogen (E 1). Danach wird die Enzymreaktion durch Zugabe der Lösung 2 mit dem Volumen von 0,02 ml aus dem Boehringer-Enzymtest gestartet. Nach 10 - 15 Minuten Reaktionszeit und Stillstand der Reaktion wird die Extinktion (E 2) gemessen.

Für den Leerwert und den Probenwert wird die Extinktionsdifferenz (E 2 - E 1) berechnet.

Die Extinktionsdifferenz des Leerwertes wird von den Extinktionsdifferenzen aller Proben abgezogen. Man erhält ΔE (Glucose).

Berechnung: Nach der allgemeinen Berechnungsformel für die Bestimmung der Konzentration gilt:

$$C = \frac{V \times MG}{\epsilon \times d \times v \times 1000} \times \Delta E \text{ (g} \times \text{l}^{-1}\text{)}$$

wobei

V = Testvolumen (ml)

v = Probevolumen (ml)

MG = Molekulargewicht der zu bestimmenden Substanz

d = Schichtdicke der Küvette (cm)

ϵ = Extinktionskoeffizient von NADPH bei 340 nm = $6,3 \text{ l} \times \text{mmol}^{-1} \times \text{cm}^{-1}$.

Hieraus ergibt sich für Glucose

$$\begin{aligned} C &= \frac{3,02 \times 180,16}{\epsilon \times 1 \times 0,1 \times 1000} \times \Delta E \\ &= \frac{5,541 \times \Delta E}{\epsilon} \text{ (g Glucose} \times \text{l}^{-1}\text{)} \end{aligned}$$

Zum Extrahieren der Glucosemoleküle, die in der Cellulose vorliegen, wurde mit der Methode von Schmidt (1982) gearbeitet.

Ca. 350 mg TG Solidagostreu werden mit 80 %igem Ethanol extrahiert. Der Überstand wird verworfen. Der zweite Extraktionsschritt wird mit 2n HCl durchgeführt, auch hier wird der Überstand verworfen.

Der dritte Extraktionsschritt erfolgt schließlich mit 72 %iger H_2SO_4 , und nach anschließender Hydrolyse bei 96 °C liegt die Glucose aus der Cellulose in der Lösung vor. Der Glucosegehalt wird, wie vorne beschrieben, photometrisch bestimmt.

3.3. Parzellenkontamination

Am 21. Juni 1982 wurden die Versuchsparzellen mit den Cadmiumlösungen mittels Pflanzenschutzspritze (Typ Gloria) kontaminiert. Die Kontrollparzellen wurden nur mit Wasser beregnet und blieben während der Kontamination der Cadmiumparzellen mit einer Polyethylenfolie abgedeckt.

Für die Cd I-Parzellen wurde eine Stammlösung mit 54g $\text{Cd}(\text{NO}_3)_2 \times 4 \text{H}_2\text{O}$ auf 100 ml Wasser pro 20 m² angesetzt. Diese Stammlösung wurde dann im Freiland unter Zugabe von 10 Ltr. A. dest. oberhalb der Vegetation gleichmäßig verspritzt. Die Vegetationshöhe betrug zum Aussprühtermin ca. 80 cm.

Für die Cd II-Parzellen wurde eine Stammlösung mit 270 g $\text{Cd}(\text{NO}_3)_2 \times 4 \text{H}_2\text{O}$ auf 100 ml Wasser pro 20 m² angesetzt und wie bei Cd I beschrieben, ausgesprüht. Die Cd-Parzellen wurden nach der Applikation mit 1 Liter/m² $\approx$ 1 mm Wasser nachberegnet. Die Kontrollparzellen wurden mit 1,5 Liter/m² $\approx$ 1,5 mm beregnet, um gleiche Feuchtigkeitsverhältnisse herzustellen wie in den Cd-Parzellen.

3.4. Analysen des Bodens

3.4.1. Entnahme und Aufarbeiten der Bodenproben

Die Bodenproben dienten zur Analyse chem./physikalischer Faktoren allgemeiner Art und zur Bestimmung der Cadmiumdynamik nach der Kontamination.

12 Einstiche wurden mit einem Edelstahlbodenbohrer ($\varnothing$ 3,5 cm), gleichmäßig über die Fläche der Parzellen verteilt, genommen. Die Probentiefe wurde dem Profilaufbau des Bodens entsprechend in 3 Horizonte unterteilt (0-4, 4-8 u. 8-16 cm). Zur Beurteilung der Cd-Mobilität wurden an 2 Terminen in 1983 Bodenproben aus tieferen Bereichen (80-100 cm) mittels Bohrstock entnommen.

Der entnommene Boden wurde in Polyethylenbeutel gegeben und pro Entnahmetermin und Horizont wurde eine Mischprobe hergestellt (12 Proben x 38,5 ccm Volumen = 461,8 ccm Volumen Mischprobe). Im Labor wurden die Bodenproben luftgetrocknet und durch ein Edelstahlsieb (2 mm) gesiebt. Die Feinerde wurde bis zu den Analysen in luftdichten Polystyroidosen aufbewahrt.

Die Angabe der Analysewerte erfolgt in mg/kg lufttrockener Boden. Lufttrockener Boden enthält etwa 3-5% Wasser.

Alle zur Probenentnahme und Aufbereitung benutzten Geräte sollten das zu bestimmende Element nicht in meßbaren Mengen an die Probe abgeben oder aus der Probe adsorbieren.

3.4.2. pH-Wert-Bestimmung

Die Messung des pH-Wertes erfolgte nach der von Scheffer & Schachtschabel (1979) beschriebenen Methode mit einer 0,1 n KCl-Lösung. Der Boden wurde mit dieser Lösung im Verhältnis 1:2,5 versetzt. Nach Einstellung des Protonengleichgewichtes (1-3 Std.) wurde mit einer Kalomelelektrode der Fa. Schott der pH-Wert gemessen.

3.4.3. Glühverlust-Bestimmung

Der Glühverlust wurde nach Schlichtung & Blume (1966) ermittelt, indem die Proben, vorher bei 150 °C getrocknet, in einem Muffelofen bei 580 °C drei Stunden lang geglüht wurden. Nach Erkalten der Proben im Exsikkator wurde wieder gewogen. Der Glühverlust wurde aus der Differenz zum Trockengewicht errechnet.

Bei tonarmen Sanden kann die oben beschriebene Methode angewandt werden. Bei Böden mit höherem Tongehalt muß eine Korrektur für das aus dem Ton freigesetzte Wasser vorgenommen werden.

3.4.4. Kohlenstoffgehalt-Bestimmung

Die Bestimmung des Kohlenstoffgehaltes erfolgte durch Oxidation auf trockenem Weg, das gebildete CO₂ wird über eine Leitfähigkeitsmessung in % C ausgedrückt (Details s. Kapitel 3.2.3.). Die Einwaage betrug je nach C-Gehalt zwischen 1 und 4 g lufttrockener Boden.

3.4.5. Stickstoff-Bestimmung

2 g lufttrockene Feinerde wurden auf einer Analysenwaage auf 0,1 mg genau eingewogen und quantitativ in das Aufschlußgefäß gebracht. Zur eingewogenen Probe wurden 5 g Selenreaktionsgemisch (Katalysator), 25 ml H_2SO_4 conc. und Glasperlen zur Verhinderung von Siedeverzügen gegeben.

Der Aufschluß (Veraschung) erfolgte bei 220 - 250 °C bis die Proben eine leicht grüne Farbe bekamen. Danach wurde noch 15 Minuten weiterverascht. Für die quantitative Bestimmung des N-Gehaltes durch Titration wurde der entstandene Ammoniak in Borsäure aufgefangen und direkt mit Schwefelsäure auf Farbumschlag titriert.

Berechnet wurde der % - Stickstoffgehalt nach Formel

$$\% \text{ N}_2 = \frac{V_l \times N \times f}{E} \times 1400$$

V l = Verbrauch an Säure in ml

N = Normalität der Säure

f = Faktor der Säure

E = Einwaage in mg

Zum Prinzip der Kjehldahlbestimmung siehe Kapitel 3.2.2.

3.4.6. Korngrößenbestimmung

(nach Schlichtung & Blume 1966)

60g lufttrockene Feinerde wurden mit 0,4n $\text{Na}_4\text{P}_2\text{O}_7$ dispergiert, nachdem die organische Substanz durch Oxidation mit 10 %iger H_2O_2 entfernt wurde. Aufschlämmen der Ton- und Schlufffraktion mit H_2O .

Über einem Sieb (0,063 mm) wurden die Fraktionen getrennt. Danach wurde der Sand bei 105 °C/5 Std. getrocknet. Die Trennung der Sandfraktionen erfolgt durch einen Siebsatz (600, 200 und 63 µm Maschenweite). Die Tonfraktion wurde nach einer vereinfachten Pipettanalyse bestimmt, indem in einem 1000 ml Standzylinder aus der Tonsuspension nach 3 Stunden 6 Min. mit einer an einem Stativ aufgehängten Pipette aus 4 cm Tiefe ein Aliquot entnommen wurde.

Die Bestimmung der Schlufffraktion erfolgte rechnerisch durch Differenzbildung zu 100 %.

3.5. Aufschluß von Pflanzen und Streu

3.5.1. Entnahme und Aufarbeitung

Zu den Ernteterminen wurden jeweils pro Kontaminations-typ (Cd II, Cd I) 20 Solidagopflanzen statistisch aus den Parzellen entnommen. Es erfolgte eine Differenzierung in Stengel, Blätter, Blüten und Samen.

Die Streuproben wurden mittels eines Bodenbohrers ($\varnothing$ 10 cm) entnommen; 10 Proben pro 20 m².

Im Labor wurden die Pflanzen- und Streuproben luftgetrocknet und anschließend bei 80 °C im Trockenschrank ohne Ventilation bis zur Gewichtskonstanz getrocknet.

Sommer et al. (1971) fanden Bleiverluste (16-52 %) bei Gras, das im Trockenschrank mit Umluft getrocknet wurde.

Danach wurde das Material in einer Scheibenschwingmühle mit Edelstahleinsatz fein vermahlen. Die gemahlene Substanz wurde bis zur Analyse in luftdichten Polystyroidosen und Exsikkator aufbewahrt. Zum Zeitpunkt der Cadmium-Analysen enthielt das pflanzliche Material ca. 4 % Wasser.

3.5.2. Aufschlußmethoden

Bei der Spurenanalyse von Schwermetallen in biolog. Matrices mit Hilfe der Atomabsorptionsspektrometrie (AAS) kommt dem Aufschlußverfahren eine besondere

Bedeutung zu. So sind folgende Anforderungen an den Aufschluß zu stellen:

1. Die organische Matrix muß vollständig zerstört (mineralisiert) und aus ihr entstehende Produkte müssen entfernt werden.
2. Die Konzentration des zu bestimmenden Elementes darf nicht verändert werden (Fremdkontamination, Adsorption an Laborglas).

Deshalb wurden folgende Reinigungsschritte für alle Laborgeräte durchgeführt:

Laborgeräte sind: Quarzgläser, PTFE-Gefäße, Polypropylengefäße, Trichter, Pipettenspitzen, Polystyrolprobengefäße. Die Geräte wurden vor dem Kontakt mit der Probe einem definierten Spülprozeß unterzogen:

- a) Normales Spülen in der Spülküche.
- b) 3 x Reinigen mit 10 %iger HNO_3 s.p.
- c) Reinigen mit 3 x H_2O bidemin.

3. Das zu bestimmende Element muß nach der Mineralisierung in einer homogenen Lösung vorliegen.

Bei der Cadmium-Bestimmung in der Pflanzenmatrix wurden zwei Naßaufschlußverfahren gewählt, wobei das unter 3.5.2.1. aufgeführte Verfahren wegen der rationelleren Vorgehensweise bevorzugt wurde (größerer Probendurchsatz pro Zeit).

3.5.2.1 Naßaufschluß in Druckaufschlußbomben nach Tölg

Das Pflanzenpulver wurde bei 80 °C nachgetrocknet. Danach läßt man das Pulver im Exsikkator 1 Stunde abkühlen. 100 mg des Streupulvers wurden auf einer Laborwaage (Typ Sartorius Wägebereich 0,1 - 2 g) in die Polytetrafluoroethen (PTFE)-Druckaufschlußgefäße eingewogen (Kotz et al. 1972).

Als Oxidationsmittel wurde in jedes mit 100 mg Pflanzenmaterial beschickte PTFE-Gefäß 0,7 ml HNO_3 s.p. conc. gegeben. Bei Raumtemperatur reagierte die Pflanzenmatrix unter dem Abzug vor, bis keine nitrosen Gase mehr entwichen.

Nach dem Einstellen der PTFE-Druckaufschlußgefäße in die Druckaufschlußbomben wurde das Material 2 Std. bei 170 °C in einem Heizblock aufgeschlossen. Nach dem Abkühlen der Bomben und Öffnen der Teflongefäße, wird die klare Aufschlußlösung mit A. bidest quantitativ über Glastrichter in 25 ml-Meßkolben überführt. Diese wurden bis zur Marke aufgefüllt und anschließend über vorgespülte Blaubandfilter (Schleicher & Schüll Nr. 5893) in Polypropylenflaschen mit Schraubverschluß filtriert. Die Aufschlußlösung wurde jeweils am gleichen Tag der Cadmium-Bestimmung unterworfen. Von jeder Probe wurde eine Doppelbestimmung durchgeführt. Bei jeder Versuchsserie wurde ein Analysenblindwert mitgeführt.

3.5.2.2 Naßaufschluß im Büchi-Digester

Das Pflanzenpulver wird bei 80 °C nachgetrocknet und anschließend im Exsikkator 1 Stunde abgekühlt. 0,5 g Pflanzenmaterial werden mit 4 ml HNO_3 s.p. conc. (Oxidationsmittel) in die Quarzkolben gegeben und über Nacht bei Zimmertemperatur vorreagieren lassen. Am folgenden Tag wird das Salzbad des Büchi-Digestor's auf 240 °C aufgeheizt; die Quarzkolben mit dem Aufschlußmedium über dem Salzbad verroutieren lassen und das Ende des Aufschäumens abgewartet. Der Aufschlußprozeß dauert ca. 2 Stunden. Das Eintauchzeitverhältnis zum Abkühlzeitverhältnis wird wie folgt gefahren: (Skt. = Skalenteile)

Eintauchzeit	:	Abkühlzeit	
1 Skt.	:	30 Skt.	
1 Skt.	:	10 Skt.	2 Std.
2 Skt.	:	10 Skt.	

Nach dem Abschalten des Gerätes läßt man die Wasserstrahlpumpen, die die nitrosen Gase absaugen, noch 15 Min. weiterlaufen. Aus den Quarzkolben wird die Aufschlußflüssigkeit über einen vorgespülten Blaubandfilter in einen Meßkolben (50 ml) überführt und aufgefüllt. Bis zur AAS-Messung, möglichst noch am gleichen Tag, wird die Meßlösung in Polypropylenflaschen überführt.

Im Vergleich zur Tölg-Bombe können im Büchi-Digester nur 6 Proben gleichzeitig aufgeschlossen werden.

3.6. Aufschluß der Bodenproben

Da Schwermetalle in Böden sehr stark immobilisiert werden können, sind zur Ermittlung der Schadgrenzen weniger die Gesamtgehalte des Cadmiums wichtig als vielmehr der pflanzenverfügbare, in der Bodenlösung vorliegende Anteil, der je nach dem pH, der Pufferkapazität und anderen Bodeneigenschaften (organ. Sub.) unter Umständen sehr wenig mit dem Gesamtgehalt korreliert.

Die pflanzenverfügbare Cadmiumfraktion kann durch Extraktion von Böden mit verdünnten Mineralsäuren (z.B. 0.1 n HCl, BBA Berlin oder 0.1 n CaCl₂, Dtsch. Einheitsverfahren) oder Komplexbildnern (z.B. EDTA, Dithizon, DTPA) annähernd ermittelt werden.

Dabei besteht für bodenzoologische Untersuchungen das Problem, ob der für Pflanzenwurzeln verfügbare Anteil auch für Tierresorptionsflächen verfügbar ist.

Da mit der EDTA-Extraktion vornehmlich nur das organisch gebundene Cadmium extrahiert wird und Bodentiere die organische Substanz des Bodens bearbeiten, wurde diese Methode gewählt (nach Blume & Hellriegel 1981, FAO 1977).

3.6.1. EDTA Extraktion des Cadmiums

Durchführung: 2 g lufttrockene Feinerde wurde mit 50 ml 0,005 m Äthylendiamintetraessigsäure (AEDTA) (Merck Titriplex II) und NaOH, zum Einstellen auf pH = 7 in Poly-

propylenflaschen (100 ml) 2 Stunden geschüttelt. Danach wurde die Lösung über einen vorgespülten Blaubandfilter (Schleicher & Schüll 5893) in Meßkolben (100 ml) filtriert. Die Lösung wurde in Polypropylenflaschen überführt und noch am gleichen Tag der Cadmium-Messung zugeführt. Für jede Bodenprobe wurden 2 Extraktionen vorgenommen.

3.6.2. Gesamtaufschluß

2 g lufttrockene Feinerde im Meßkolben (100 ml) mit 10 ml A. regia (HCl conc. s.p. und HNO_3 conc. s.p. 3:1) vorreagieren lassen (12 Std.). Danach 2 Std. über dem Salzbad (300 °C) routierend aufschließen. Die Aufschlußlösung wird über einen Blaubandfilter (Schleicher & Schüll 595) filtriert und in einem Meßkolben (50 ml) mit A.bidest verdünnt.

3.7. Aufschluß der Tierproben

3.7.1 Entnahme und Aufarbeitung

Im September 1982 (12 Wo. nach Kontamination) wurden in den Parzellen mittels Formaldehydmethode und Sieben (Phillipson 1971) Lumbriciden gesammelt.

Die dominante und häufig vorkommende Schnirkelschnecke (*Cepaea nemoralis*) wurde von den Solidagopflanzen abgesammelt.

Die Makroarthropoden wurden mit Barberfallen (Dunger 1983) gefangen. Aus Fremdkontaminationsgründen bzw. eventueller Spüleffekte wurden die Fallen nur mit feuchtem Vliespapier beschickt. Nach dem 2-tägigen Leeren der Fallen wurden die Tiere lebend bestimmt und bei - 18 °C tiefgefroren.

Die Schnecken und Regenwürmer wurden im Labor für 2 Tage auf feuchtem Vliespapier gehältert, um eine Darmentleerung zu erreichen.

Die Schnecken wurden zur weiteren Bearbeitung kurz in kochendes Wasser getaucht und danach das Gehäuse vom Fleischkörper getrennt.

Die Regenwürmer und Schneckenkompartimente wurden bis zur Analyse bei - 18 °C gelagert.

Vor der Cadmiumanalyse wurde das Tiermaterial aufgetaut und bei 80 °C bis zur Gewichtskonstanz getrocknet. Danach erfolgte in einer Edelstahlschlagmessermühle das Vermahlen. Bei den Tiergruppen, die nur mit geringer Biomasse vorlagen, wurde das Material in einem Achatmörser pulverisiert.

3.7.2. Aufschlußmethoden

3.7.2.1 Naßaufschluß in Druckaufschlußbomben nach Tölg

(s. Naßaufschluß von Solidagopflanzenteilen, Kapitel 3.5).

Der Makro-Aufschluß wird immer dann durchgeführt, wenn genügend große Biomassen zur Verfügung stehen (etwa ab 100 mg Frischgewicht) und die zu messende Cadmium-Konzentration hoch genug ist ($> 0,1$ ppm). Dazu wird die Druckaufschlußbombe nach Tölg mit PTFE-Druckaufschlußgefäßen benutzt. Je nach Probeneinwaage werden pro g Frischgewicht 1 ml HNO_3 s.p. dazugegeben. Anschließend wird bei 170°C verascht. Nach dem Aufschluß und dem Abkühlen der Bombe wird der Inhalt unter mehrmaligem sorgfältigem Ausspülen der PTFE-Einsätze mit A-bidest in einem 50 ml Meßkolben überführt und bis zur Eichmarke aufgefüllt. Durch einen vorgespülten Blaubandfilter wird die Meßlösung in Polypropylenflaschen filtriert.

3.7.2.2. Naßaufschluß im Eppendorf-Thermostaten

Diese Aufschlußart wird benutzt, wenn wenig Biomasse zur Verfügung steht. In diesem Fall muß ganz besonders sorgfältig gearbeitet werden, um Fremdkontamination und/oder Fehlerquellen zu vermeiden.

Die tiefgefrorenen ungemahlenen Tiere (z.B. Collembolen) werden mittels einer Labor-Präzisionswaage (Sartorius Micro 4503) in Eppendorf-Reaktionsgefäße (1 ml Vol.) eingewogen. Je nach Probenmenge werden bis zu 1 ml HNO_3 s.p. dazu pipettiert. Nach dem Verschließen der Reaktionsgefäße mit dem anhängenden Deckel, läßt man die Proben bei Raumtemperatur ca. 12 Std. vorreagieren. Danach werden sie in den Eppendorf-Thermostaten bei 80 °C über 12 Std. aufgeschlossen. Auf einen festen Sitz des Gefäßdeckels ist zu achten. Nach dem Aufschluß wird die Lösung in einen 25 ml Meßkolben filtriert und mit A.bidest aufgefüllt. Diese Lösung wird in Polypropylenflaschen (50 ml) überführt und noch am gleichen Tag der Cadmium-Messung zugeführt.

3.8. Analyse des Cadmiums durch Atomabsorptionsspektrometrie

Physikalische Grundlage der Atomabsorptionsspektrometrie ist die spezifische Lichtabsorption von Atomen, d.h. verschiedenartige Atome absorbieren verschiedene Wellenlängen des Lichtes.

Die Cadmiumanalysen wurden an verschiedenen Bodenhorizonten, Solidagopflanzenteilen, Solidagostreu sowie diversen Invertebraten des ruderalen Ökosystems durchgeführt.

Boden-, Pflanzen-, Schnecken-, Assel- und Regenwurmproben wurden aufgrund der zur Verfügung stehenden großen Biomasse im flüssigen Medium am AAS (Fa. Perkin & Elmer, Typ 372) mit der HGA 500 gemessen. Ebenso die Collembolen nach Aufschluß wie in Kapitel 3.7.2.2. beschrieben.

Die Cadmium-Gehalte der restlichen Invertebraten wurden über Feststoffanalyse (ohne Aufschluß) an dem Zeeman-AAS (Fa. Erdmann & Grün SM 1) der Universität Gießen (AG Prof. Steubing) bestimmt.

Die stichprobenartigen Königswasseraufschlüsse (Kapitel 3.6.2) einiger Bodenproben zum Messen aller im Boden vorliegender Metalle wurden an einem Inductively Coupled Plasma Emission Spektrometer (ICP), Typ Philipps, der Berliner Entwässerungswerke durchgeführt. Ebenso wurden stichprobenweise zur Absicherung der Analysenwerte und zum Bestimmen anderer Metalle in der Solidagostreu Messungen an der ICP durchgeführt.

Heute werden Schwermetallbestimmungen hauptsächlich

mittels AAS, Neutronenabsorptionsanalyse (NAA) und Inductively Coupled Plasma Spektrometrie (ICP) durchgeführt.

Problematik der Spurenanalyse:

Der $\mu\text{g/g}$ (ppm) Konzentrationsbereich in Lösungen ist heute gut beherrschbar und größere systematische Fehler sind bei sorgfältiger Arbeitsweise kaum zu befürchten.

Problematischer ist der Bereich ng/g (ppb), wobei hier die Gefahr für systematische Fehler exponentiell ansteigt (Welz 1983).

Am Anfang der meisten Bestimmungen steht ein Aufschluß. Besonders bei leicht flüchtigen Elementen und solchen, die leicht flüchtige Verbindungen bilden, besteht die Gefahr von Verlusten durch Verdampfen.

Offene Schmelz- bzw. Säureaufschlüsse sind deswegen problematisch. Verdampfungsverlustfrei sind Aufschlüsse in sogenannten Aufschlußbomben.

Verluste durch Adsorption der Schwermetalle an Gefäßwandmaterialien kommt hier größte Bedeutung zu. Zur Stabilisierung von schwermetallhaltigen Lösungen wird oft angesäuert, dies kann jedoch bei sehr verdünnten Lösungen zur Ausfällung an der Gefäßwand führen. Aus diesem Grunde sollten niemals Meßlösungen in Glasgefäßen aufbewahrt werden (Kotz et al. 1972).

Die Übereinstimmung der Analysenergebnisse mit den realen Gehalten in der ursprünglichen Probe ist daher eine der entscheidenden Fragen der Ultraspurenanalytik.

Sie läßt sich nur durch Einsatz mehrerer unabhängiger

Analysenverfahren, einschließlich unabhängiger Aufschlußverfahren sowie durch Ringversuche beantworten. Die einfachste und schnellste Methode zur Überprüfung der Richtigkeit der Messungen in einem Labor besteht in der regelmäßigen Verwendung von Standard-Referenzmaterialien, die wie unbekannte Proben analysiert werden.

3.8.1 Die Graphitrohrofentechnik

Mit der Graphitrohrofentechnik lassen sich sowohl flüssige, als auch feste Proben direkt analysieren. Die in das Graphitrohr eingegebene Probenmenge wird zunächst durch gleichmäßige Temperaturerhöhung von Begleitsubstanzen befreit (Trocknungsschritt bei 200 °C). Danach erfolgt die Atomisierung durch rasche Temperaturerhöhung. Die Edelgasatmosphäre (Argon) im Graphitrohr verhindert im Gegensatz zur Flammenbestimmung, daß die gebildeten Metallatome wieder mit anderen Verbindungen reagieren. Die stark reduzierenden Eigenschaften von glühendem Kohlenstoff unterstützen die reduzierenden Bedingungen und somit den Prozeß $\text{Cd}^{++} \longrightarrow \text{Cd}$.

Die optimale Atomisierung erfolgt von einer monomolekularen Schicht auf der Graphitrohroberfläche.

Bei schnellen (0,1 sec.) Atomisierungszeiten und hohen (> 2100 °C) Atomisierungstemperaturen befindet sich die gesamte Metallmenge in der kurzen Zeit als Atomwolke im Graphitrohr und damit im Strahlengang der Hohlkathodenlampe.

Bei der Cadmiummessung am SM 1-Gerät über die von L'vov

(1978) vorgeschlagene Graphitplattform im Graphitrohr sind optimale isotherme Bedingungen bei der Atomisierung geschaffen.

In jüngster Zeit wird Graphitrohr AAS oft mit sogenannter Matrixmodifikation betrieben. Hierbei wird den Proben ein Reagens, meist ein anorganisches Salz, im großen Überschuß zugesetzt. Das Reagens bewirkt, daß entweder die störenden Begleitsubstanzen flüchtiger und damit leichter abtrennbar, oder, daß das zu bestimmende Element in eine weniger flüchtige Form überführt wird. Für die Stabilisierung von Cadmium hat Edinger (1975) Ammoniumfluorid, -sulfat und -hydrogenphosphat vorgeschlagen. Sie erlauben Vorbehandlungstemperaturen bis ca. 900 °C. Bei den von mir durchgeführten Analysen wurde auf eine Matrixmodifikation verzichtet.

Da einige Analysen mit Festprobeneingabe in das Graphitrohr gemacht wurden, einige Hinweise zu den Vor- bzw. Nachteilen dieses Verfahrens.

Der Wegfall des Aufschlusses führt einmal zur Vereinfachung des gesamten Analysenablaufes, und zum anderen ist eine Gefahrenquelle der Fremdkontamination oder Verlustes des zu bestimmenden Elements beseitigt. Die Festprobenanalytik bietet demnach ein Minimum an systematischen Fehlermöglichkeiten.

Die Nachteile sind, daß nur wenige mg Proben genau abzuwiegen sind, was eine entsprechend genaue und damit teure Waage voraussetzt.

Bei sehr geringen Einwaagen (< 10 mg), die aus den Mischproben der jeweiligen Matrix entnommen werden, muß eine gute Probenhomogenität vorausgesetzt werden, um eine starke Meßschwankung zu vermeiden. Ein weite-

res Problem stellt die Prozedur dar, den abgewogenen Aliquot in das Graphitrohr einzubringen.

Weitere Schwierigkeiten können beim Kalibrieren auftreten. Hier besteht die Forderung, daß sogenannte Standardreferenzmaterialien, sowohl bezüglich der Zusammensetzung der Hauptbestandteile, als auch der Konzentration an dem zu bestimmenden Element ähnlich sind. Die Beschaffung dieser Standardreferenzmaterialien bereitet zum gegenwärtigen Zeitpunkt aber noch oft Schwierigkeiten, da entsprechend voranalysierte Umweltproben fehlen.

Wichtigstes Argument für die Feststoffprobenanalyse bleibt jedoch gerade für den Biologen, daß mit dieser Technik echte Mikroanalytik betrieben werden kann. Kleinste Teilchen aus biologischer Matrix können untersucht werden und Auskunft über die Verteilung von Schwermetallen in biologischen Systemen geben.

Durchführung der Graphitrohrmessung und die Meßparameter:

Voraussetzung für eine einwandfreie Messung mit dem Graphitrohr ist die optimale Geräteeinstellung, der computergesteuerte Temperaturverlauf zur Zeit beim Analysenablauf und die Eichung der Wellenlänge der Hohlkathodenlampe.

Die Meßparameter für die Cadmiumanalysen am P & E 372 mit HGA 500 und dem SM 1 sind Tab. 6 zu entnehmen.

Das Temperatur/Zeitprogramm wurde nach folgenden Kriterien ausgewählt:

- 1) Trocknungsschritt: Hier erfolgt die Abtrennung der Begleitsubstanzen nebst Lösungsmittel. Ferner

Tab. 6: Meßparameter der Geräteeinstellung bei Messungen mit der Graphitrohrküvette.

(A = P & E 372 mit HGA 500 , B = SM - 1, Erdmann & Grün)

Parameter	A	B
Wellenlänge (nm)	228,9	228,9
Spalt (Å)	7	0,25
Meßart	Extinktion	Extinktion
Lampenstrom	8 mA	10 mA
Gasströmung (ml/min)	650/150	3/4
intern/extern		
Trocknung Zeit (sec.)	20	30
Temp. (°C)	100	200
Therm. Zersetzung Zeit (sec.)	20	30
Temp. (°C)	300	400
Atomisierung Zeit (sec.)	10	10
Temp. (°C)	2000	2000
Gasströmung Miniflow (ml/min)	25	
Ausheizen Zeit (sec.)	3	5
Temp. (°C)	2700	2700
Probeneinspritzung (µl)	20	20

soll eine monomolekulare bzw. atomare Schicht auf dem Graphitrohr geschaffen werden. Die Trocknungstemperatur soll im Bereich der Siedetemperatur des jeweiligen Lösungsmittels liegen. Die Trocknungszeit wird durch das eingespritzte Probenvolumen bestimmt.

$\mu\text{l Probenvolumen} \times 1,5 = \text{Trocknungszeit (sec)}$

2) Thermischer Zersetzungsschritt:

Die thermische Zersetzung der Probe wird durch eine gleichmäßige Temperaturerhöhung über die Zeit erreicht. So kommt es nicht wie beim spontanen Aufheizen zu Verpuffungseffekten und damit zu Verlusten.

Die Messungen am P & E 372 wurden alle mit eingeschaltetem D_2 - Untergrundkompensator durchgeführt, um unspezifische Lichtverluste zu eliminieren, die durch Molekülbanden in dem Graphitrohr, durch Lösungsmittelreste oder durch Feststoffanteile konzentrierter Lösungen entstehen können (Welz 1983).

3.8.2 Messung der Bodenproben im Graphitrohr-Atomabsorptionsspektrometer (G - AAS)

Die Extinktion durch die Cadmiumatome wurde direkt im Graphitrohr mit den oben beschriebenen Parametern bestimmt. Bei den EDTA-Extrakten wurden die entsprechenden Eichlösungen (2, 4, 8 und 10 ppb) mit 0,05 n EDTA (pH=7) und dem Cadmiumtritrisol (Fa. Merck) angesetzt.

Die Königswassergesamtaufschlüsse wurden am Inductively Coupled Plasma Spektrometer (ICP) gemessen.

Für jede Eichung wurde die Geradengleichung (lineare Regression) und der Korrelationskoeffizient (r) bestimmt. Eichkurven mit $r < 0,99$ wurden verworfen und wiederholt.

Pro Probe wurden 4 Einspritzungen in das Graphitrohr vorgenommen.

Mit Hilfe einer Nulllösung wurde der Nullpunkt der Eichkurve automatisch eingestellt.

3.8.3 Messung der Solidagoproben im Graphitrohr-AAS

(siehe Kapitel 3.8.2).

Hier wurden die Eichlösungen mit A.bidest und Cadmiumtitrisol (Fa. Merck) angesetzt. Pro 25 ml Probenvolumen wurden 0,7 ml HNO_3 s.p. zugesetzt. Danach erfolgte die Extinktionsmessung direkt im Graphitrohr-AAS. Stichproben der Solidagostreu wurden an dem ICP-Spektrometer gemessen.

3.8.4 Messung der Tierproben im Graphitrohr-AAS

- a) Messung nach Aufschluß in wässriger Lösung: siehe Kapitel 3.8.2 und 3.8.3.
- b) Feststoffanalyse am Zeeman-AAS SM-1. Hier wurden die Eichkurven mit zertifizierten Standardreferenzmaterialien von der Int. Atomic Energy Agency (IAEA) und der Europäischen Gemeinschaft (EG) hergestellt. Ein "Copepode Homogenate" MA - Al Standard mit einem zertifizierten Cadmiumgehalt von 0,75 µg/g (TG) $\pm$ 0.03 (Bojanowski 1984) wurde für mäßig kontaminierte Proben benutzt. Für hoch belastete Proben wurde der Standard BCR No. 143 Klärschlamm mit einem zertifizierten Cadmiumgehalt von 31,1 µg/g (TG) $\pm$ 1,2 (Colinet et al. 1983) eingesetzt.

3.8.5 Auswertung der AAS Meßwerte

Aus den gewonnenen Extinktionen werden Mittelwerte ($\bar{x}$) ermittelt, der Blindwertanteil subtrahiert und über die Regression die entsprechende Konzentration des Cadmiums in der Meßlösung errechnet. Pro Probe werden zwei Parallelbestimmungen mit jeweils 4 Einspritzungen in das Graphitrohr gemacht. Die Berechnung der Probenkonzentration erfolgt über folgende Gleichung.

$$C \text{ (}\mu\text{g/g)} = \frac{\text{Vol.Meßk. (ml)} \times \text{Verdünnf.} \times \text{ppb Meßl. (ng/g)}}{\text{Einwaage (mg)}}$$

Nach Kaiser (1965) werden nur diejenigen Analysenwerte in die Auswertung miteinbezogen, die sich deutlich vom Blindwert unterscheiden lassen. Die Nachweisgrenze eines Analysenverfahrens ist als das 3 fache der Standardabweichung (s) einer Serie von Blindwerten definiert. Somit ist ein Meßwert x als real zu bezeichnen, wenn

$$x_{\text{Probe}} - \bar{x}_{\text{blind}} = 3 s_{\text{blind}} \text{ ist.}$$

Mit der oben beschriebenen Analysenmethode können in wässriger Lösung Cadmiumkonzentrationen von $0.002 \mu\text{g/l} \approx 2 \text{ ppb}$ nachgewiesen werden. Die Reproduzierbarkeit einer Analyse hängt von Faktoren wie Einwaage, Aufschluß, Meßmethodik etc. ab. Zur Überprüfung der Reproduzierbarkeit einer Methode wurde der Variationskoeffizient nach folgender Gleichung bestimmt:

$$v (\%) = \frac{s}{\bar{x}} \times 100$$

wobei s = die Standardabweichung von n Doppelbestimmungen ist

$\bar{x}$ = der arithmetische Mittelwert
aus n Doppelbestimmungen.

Bei Mikroanalysen legt man im Gegensatz zu Makroanalysen einen anderen Maßstab an die erreichbare Reproduzierbarkeit an. Nach Koch & Koch-Dedic (1974) kann eine Methode mit einem mittleren relativen Fehler ($v \%$) von 1- 5 % als vorzüglich, von 5 - 10 % als sehr gut, mit 10 - 20 % als befriedigend und mit 20 - 30 % als ausreichend angesehen werden.

Für einige Proben wurde die Methode über das Additionsverfahren abgesichert (Welz 1983).

Zur Durchführung des Additionsverfahrens teilt man die Probenlösung in drei oder mehr aliquote Anteile und setzt jedem das gleiche Volumen einer (meist wässrigen) Bezugslösung zu. Dabei haben die zugesetzten Lösungen verschiedene Gehalte an dem zu bestimmenden Element und eine davon den Gehalt "Null". Ein Aliquot der Probenlösung wird z.B. mit einer entsprechenden Menge A. bidest verdünnt. Nach dem Durchmischen haben alle Meßlösungen exakt die gleiche Zusammensetzung, bis auf den Gehalt des zu bestimmenden Elements. Trägt man die für die einzelnen Meßlösungen erhaltenen Extinktionswerte gegen die Konzentrationen auf, so erhält man eine Bezugskurve, die die Extinktionsachse in einem Punkt 0 schneidet (Abb. 5a).

Die Steigung der Bezugskurve ist spezifisch für das zu bestimmende Element in der unbekannten Meßlösung.

Anwendungsbeispiel:

1. Probe 500 μ l + Standard 1 (500 μ l mit 2ppb)
2. Probe 500 μ l + Standard 2 (500 μ l mit 4ppb)
3. Probe 500 μ l + Standard 3 (500 μ l mit 8ppb)

Auf der Abzisse wird jedoch nur die $1/2$ Standardkonzentration aufgetragen, da das Volumen Probe + Standard = 1000 μ l ist, und somit der Standard 1 : 2 verdünnt wird.

Wichtig bei der Verwendung des Additionsverfahrens ist, daß dieses nur im linearen Bereich der Bezugskurve richtige Eichwerte liefert. Die Verdünnung der Meßlösung und die Konzentration der Bezugslösungen sind daher so zu wählen, daß alle Meßwerte im linea-

ren Meßbereich liegen. Am geeignetsten sind Meßwerte für Extinktion = 0,1 - 0,2 für die niedrigste Meßlösung und Zugabe der Bezugslösungen, die den Meßwert um etwa das 2,3- und 4-fache erhöhen.

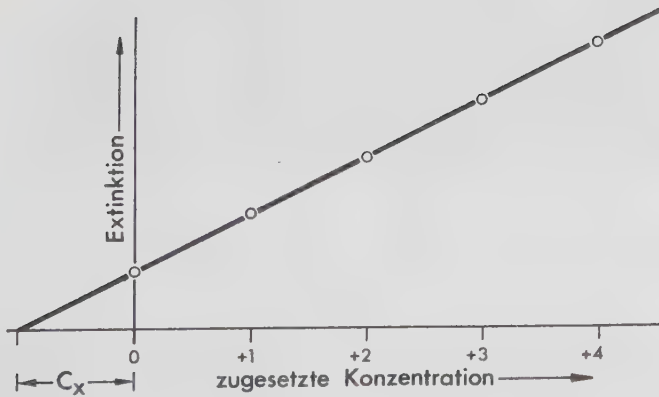


Abb. 5a: Additionsverfahren (verändert nach Welz 1983)

4. ERGEBNISSE

4.1. Freilanduntersuchungen zur Wirkung und Verteilung von Cadmiumnitrat in einem ruderalen Ökosystem

4.1.1 Pflanzenschäden in den Parzellen nach der Kontamination und Vegetationsentwicklung in den Parzellen über drei Vegetationsperioden

In den cadmiumkontaminierten Parzellen war eine starke Schädigung der oberen Sproßbereiche von *Solidago gigantea* und *Solidago canadensis* unmittelbar nach der Sprühapplikation zu erkennen (Bild 1 und 2). Nach 10 Tagen setzten die Pflanzen der Gattung *Solidago* neue seitliche Sproßtriebe. Die Blütenbildung der kontaminierten Pflanzen verlief ganz normal. Die Blütenausbildung der besprühten Pflanzen setzte zwar etwas später ein, als die der Kontrollpflanzen. Sie verlief aber in der bekannten Blütenpracht ganz normal. Im September 1982 ließ sich dann kein Unterschied mehr zwischen dem kontaminierten Aspekt und dem Aspekt der Kontrollpflanzen erkennen (Bild 3).

Bei Topfversuchen mit *Solidago gigantea* und Applikation des Cadmiumnitrat über das Gießwasser, wies Meyer (pers. Mitteil.) bei einer Cadmiumkonzentration von 50 mg/kg TG an 20 % der Pflanzen starke Blattnekrosen nach.

Die Vegetationsentwicklung in den Versuchsparzellen in der Zeit von 1982-1984 (Tab. 4 und 7) läßt keine deutlichen Verschiebungen zwischen den kontaminierten Parzellen und den Kontrollparzellen erkennen. Die

Artenzusammensetzung und Deckungsgrade sind nahezu konstant geblieben.



Bild 1: Schädigung des Solidagobestandes in der Cd II-Parzelle 2 Tage nach der Cd-Applikation.



Bild 2: Schädigung einer Einzelpflanze in der Cd II-Parzelle 2 Tage nach der Cd-Applikation.



Bild 3: Aspekt des Solidagobestandes in der Cd II-Parzelle am 26. 9. 1982.

Tabelle 7 : Artenliste und die prozentualen Deckungsgrade der Pflanzen in den Untersuchungsparzellen (Kartierung 21.Juli.1984)

Fläche	Cd Ia	Cd Ib	Cd IIa	Cd IIb	K
Flächengröße (m ²)	20	20	20	20	20
Gesamtdeckung (%)	100	100	100	100	100
Artenzahl	12	9	11	15	15
Deckungsgrad Summe %	140	127	127	125	122

Stauden :

<i>Solidago gigantea</i>	9	4	5	2	5
<i>Solidago canadensis</i>	1	1	4	4	4
<i>Urtica dioica</i>	1	4	0		
<i>Tanacetum vulgare</i>	1	0	1	1	0

Krautige :

<i>Vicia hirsuta</i>	0	0			0
<i>Vicia angustifolia</i>				0	
<i>Galium mullugo</i>	0	1		0	
<i>Equisetum arvensis</i>	0				0
<i>Melandrium album</i>			0	0	
<i>Rumex acetosa</i>			0	1	0
<i>Linaria vulgaris</i>			0	0	
<i>Achillea millefolium</i>			0		
<i>Papaver dubium</i>				0	
<i>Convolvulus arvensis</i>				0	1
<i>Veronica chamaedrys</i>				0	0

Gräser

<i>Agropyron repens</i>		1	0	0	0
<i>Holcus lanatus</i>	0				0
<i>Poa angustifolia</i>	0				0
<i>Festuca trachyphylla</i>	0			2	
<i>Arrhenaterum elatius</i>	0	1	1	0	
<i>Agrostis tenius</i>	0	0	0	0	0

Deckungsgradeinteilung: 0 = < 5%, 1 = 5-15%, 2 = 15-25%, 4 = 35-45%, 5 = 45-55%, 9 = 85-95% .

4.1.2 Auswirkung der Cadmiumkontamination auf den Streuabbau in Streubeuteln

Die bei diesem Versuchsansatz zu bearbeitende Fragestellungen sind:

- a) Wie ist die Abbaurate von unkontaminierter Solidagostreu und welchen Anteil haben Mikroorganismen, die Meso- und Makrofauna?
- b) Wird die mit Cadmium kontaminierte Solidagostreu langsamer abgebaut als die unbehandelte Streu?
- c) Werden die streuabbauenden Organismen bei ihrer Streuabbauaktivität von Cadmium selektiv gehemmt?

Dazu wurde Solidagostreu in Gazebeuteln mit unterschiedlichen Maschenweiten in Freilandparzellen exponiert und nach 31, 54 und 76 Tagen der Streuverlust bestimmt.

4.1.2.1 Hemmung des Streuabbaues durch Cadmiumkontamination

a. Streuabbau von unkontaminierter Solidagostreu

Die Auswertung des Streuabbaues von unkontaminierter Solidagostreu ergibt folgendes Bild (Abb. 6, Tab. 8). In allen 3 Gazebeuteltypen mit Maschenweiten von 6, 1 und 0,05 mm wird in den ersten 31 Expositionstagen

Tab. 8:

Streuabbau von unkontaminierter und Cd- kontaminierter Solidagostreu von verschiedenen Organismengruppen (Ausschluß durch verschiedene Maschenweiten der Streubeutel) nach verschiedenen Expositionszeiten.

(T1, T2, T3 = Reststreu nach 31, 54 u. 76 Expositionstagen.

n = Anzahl der eingeholten Streubeutel pro Termin.

$\bar{x}$, s Werte = % vom Anfangsgewicht (Reststreu).)

Beuteltyp	T1 $\bar{x} \pm s$	T2 $\bar{x} \pm s$	T3 $\bar{x} \pm s$	n
Kontrolle				
GrobgaZe	22,9 $\pm$ 1,5	20,1 $\pm$ 5,3	17,4 $\pm$ 3,0	10
MittelgaZe	24,1 $\pm$ 0,4	23,5 $\pm$ 1,5	19,4 $\pm$ 0,8	6
Feingaze	26,2 $\pm$ 1,6	26,4 $\pm$ 2,5	26,9 $\pm$ 2,5	10
Cadmium I				
GrobgaZe	27,7 $\pm$ 2,4	27,2 $\pm$ 3,1	24,4 $\pm$ 2,0	10
MittelgaZe	27,9 $\pm$ 2,1	29,1 $\pm$ 1,9	25,2 $\pm$ 3,1	6
Feingaze	33,5 $\pm$ 3,3	34,1 $\pm$ 5,8	33,0 $\pm$ 3,7	10
Cadmium II				
GrobgaZe	35,3 $\pm$ 4,1	32,5 $\pm$ 3,8	34,1 $\pm$ 3,9	10
MittelgaZe	36,6 $\pm$ 2,3	31,7 $\pm$ 3,8	32,3 $\pm$ 0,8	6
Feingaze	34,9 $\pm$ 3,1	37,6 $\pm$ 3,4	37,5 $\pm$ 3,7	10

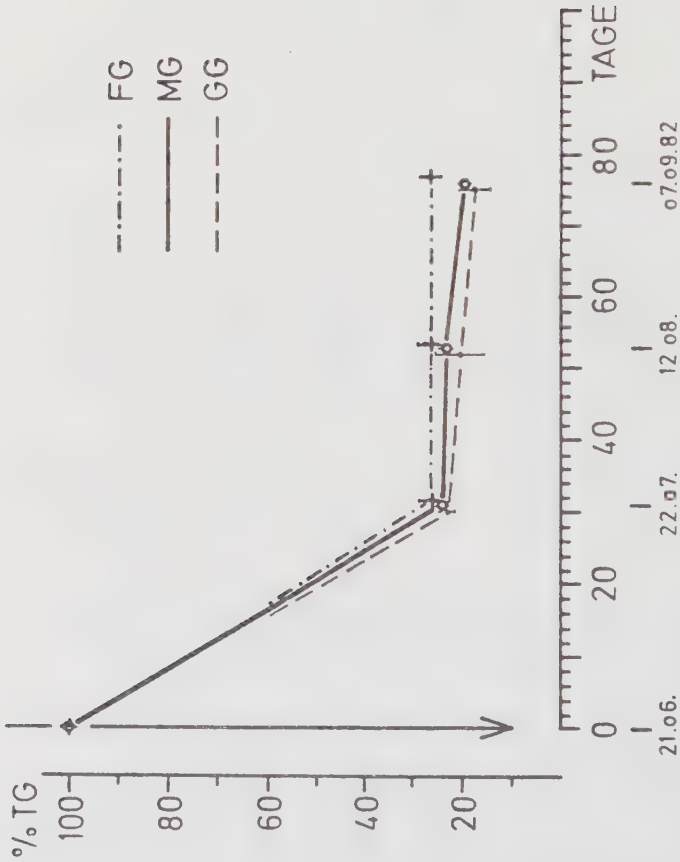


Abb. 6: Gewichtsreduktion von Solidagostreu in Gazebeuteln mit verschiedenen Maschenweiten.

FG = Feingaze 50 µm, MG = Mittelgaze 1000 µm, GG = Grogaze 6000 µm

ca. 75 % der Streu, bezogen auf das Trockengewicht, abgebaut.

Da dies auch in den Feingazestreubeuteln geschieht, kann man davon ausgehen, daß die Mikroorganismen neben den Auswaschungsprozessen, für diese enorme Gewichtsreduktion verantwortlich zu machen sind.

In den Grobgazebeuteln (Abb. 6) verblieben bis zum 31. Tag des Abbaues nur 23 %, in den Mittulgazebeuteln (Abb. 6) nur 24 % der Streuauugangsmenge. Bis zum Ende des Streuabbauversuches im Freiland (76. Tag) wurde weitere Streu nur noch in den Mittel- und Grobgazebeuteln abgebaut, zu denen die Meso- und Makrofauna Zutritt hat. Das Gewicht der Grobgazebeutel reduzierte sich in dieser Zeit um weitere 5,5 % (TG) auf 17,4 %, das der Mittulgazebeutel um 4,7 % vom Trockengewicht auf 19,4 % der Streueinwaage. Dies kann durch die ab dem 31. Tag einsetzende verstärkte Besiedlung der Kontrollbeutel durch die Bodenmeso- und Bodenmakrofauna erklärt werden.

Die Stagnation des Streuabbaues in den Feingazebeuteln kann wie folgt erklärt werden. Die Mikroorganismen bauen die leicht löslichen Inhaltsstoffe der Zellvakuolen schnell ab; der schwer verwertbare Rest, wie Cellulose und Hemicellulose muß erst von mit speziellen Enzymen ausgestatteten Mikroorganismen besiedelt werden, eventuell auch durch eine Darmpassage eines Tieres, um völlig abgebaut zu werden.

Das gefundene Ergebnis steht im Einklang mit anderen Streuabbauuntersuchungen an unkontaminierter Streu. So fand Herlitzius (1983a,b) für *Corylus-avellana*-Blattstreu, die in einem Auenwald bei Ulm in Grobgazebeutel (10 mm) ausgelegt wurde, einen Verlust von 80 % nach 6 Monaten. Haselnußblattstreu weist ein ähnliches C:N Verhältnis wie *Solidagostreu* auf. Der von ihm experimentell bestimmte Auswaschungsanteil (Leaching) am Streuabbau betrug bei Haselnußstreu 21 % über 4 Wochen.

b. Streuabbau von kontaminierter Solidagostreu

Die Auswertung des Streuabbaues der Cadmium kontaminierten Streu im Vergleich zu der Kontrollbeutelstreu ist in Tab. 8 und Abb. 7 dargestellt.

Auf ein Einzeichnen der Standardabweichungen in die Abbildungen wurde verzichtet, da die Signifikanzprüfung mittels t-Test in Tab. 10 dargestellt ist.

In allen Gazebeuteltypen (FG, MG, GG) ist der Streuabbau der kontaminierten Streu langsamer, als der in den unkontaminierten Streubeuteln.

Des besseren Vergleichs wegen sind in den folgenden Abbildungen die Reststremengen der unkontaminierten Streubeutel (K) jeweils gleich 100 % gesetzt, und die Streuauswaagen der Cadmiumstreubeutel werden prozentual darauf bezogen.

a. Feingazestreubeutel (Abb. 8, Tab. 8)

In den Feingazestreubeuteln, in denen neben dem mikrobiologischen Abbau nur Auswaschungsprozesse (Leaching) stattfanden, war schon nach 31 Tagen Expositionsdauer der Streubeutel sowohl in der Cd II als auch in der Cd I Konzentrationsstufe ein im Vergleich zu den Kontrollstreubeuteln verringerter Streuabbau zu erkennen. In der hohen Kontaminationsstufe Cd II war mit 33% Reststreu, und in der niedrigen Konzentrationsstufe Cd I mit 28 % Reststreu, weniger Streu abgebaut als in den Kontrollen. Dieser Unterschied zu den Kontrollstreubeuteln erhöhte sich bis zu dem 76. Expositionstag auf 39,5 % in der hohen Kontaminationsstufe. Bei den Streubeuteln der niedrigen Cadmiumkonzentration

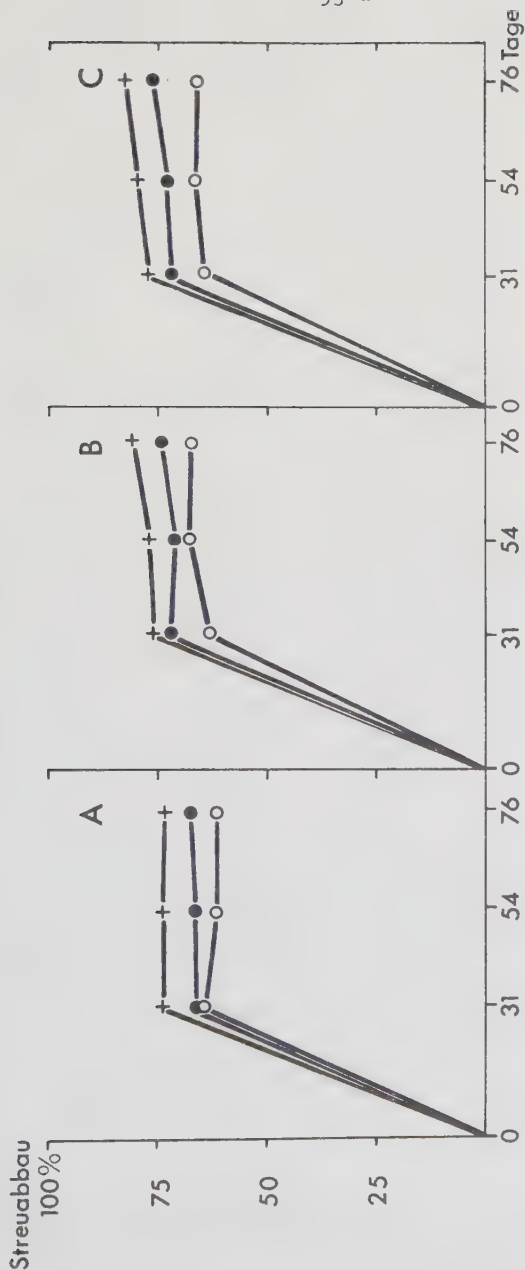


Abb. 7: Streuabbau von unkontaminierter u. kontaminierter Solidagostreu in Gazebeutel nach verschiedenen Expositionszeiten.

A = Feingazebeutel, B = Mittelgazebeutel, C = Grobgazebeutel, + = Kontrollen, ● = Cd I-Parzellen mit 1 g/m^2 , o = Cd II-Parzellen mit 5 g/m^2 .

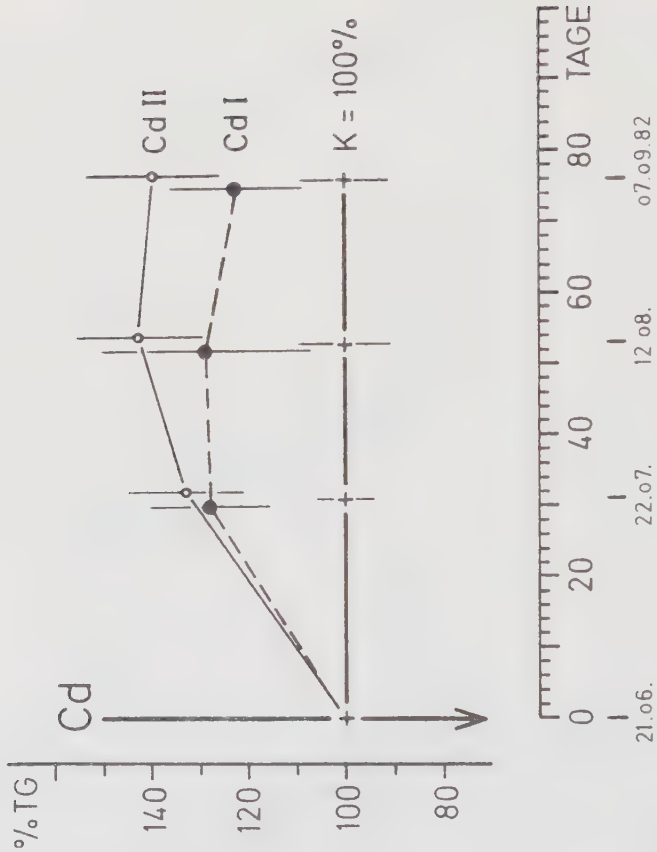


Abb. 8: Restmengen der Solidagostreu in Feingazebeuteln (50 μ m) nach Cadmiumnitrat Kontamination, relativ zur Kontrolle.

Cd I = 1 g/m², Cd II = 5 g/m²

Cd I blieb der Abstand zu den Kontrollstreubeuteln etwa gleich.

b. Mittelgazestreubeutel (Abb. 9, Tab. 8)

In den Mittelgazestreubeuteln, in denen zusätzlich zu den in den Feingazestreubeutel wirkenden Abbauprozessen die Bodenmesofauna am Solidagostreuabbau teilnahm, war ebenfalls nach 31 Dekompositionstagen der Streuabbau im Vergleich zu den Kontrollen gestört. In der Cd II Kontaminationsstufe war nur halb soviel abgebaut worden wie in den Kontrollbeuteln. Die Streubeutel der Cd I-Belastungsstufe unterlagen einer ähnlichen Streuabbauhemmung wie die Feingazestreubeutel zum gleichen Termin mit 16 % mehr Reststreu.

Der erhebliche Unterschied in der Abbauphemmung nach 31 Tagen zwischen den Cd II und den Cd I-Streubeuteln könnte durch den zweifach höheren Oribatidenbesatz in den Cd II-Streubeuteln zu erklären sein. Die gefundenen Hornmilbenarten (*Tectocephus sarekensis* u. *Carabodes labyrinthicus*), bekannt als Pilz- und Bakterienfresser, weiden den bereits auf der Streugebildeten Bakterien- und Pilzrasen ab und behindern somit indirekt den Streuabbau durch die Mikroorganismen.

Bis zum 54. Expositionstag gleicht sich der Abstand zwischen den Cd II- und Cd I-Streubeuteln nahezu aus und liegt bei den Cd I-Streubeuteln bei 20 % und bei den Cd II-Streubeuteln bei 30 % mehr Reststreu.

Bis zum 76. Dekompositionstag der Solidagostreubeutel blieb die Hemmung in den Cd I-Streubeuteln im Ver-

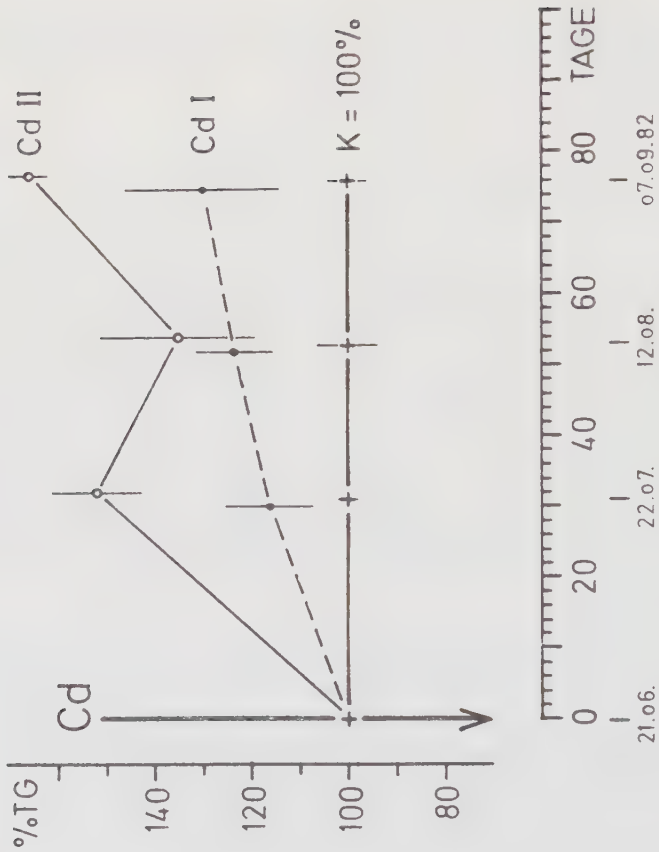


Abb. 9: Restmengen der Solidagostreu in Mittelgazebeuteln (1 mm) nach Cadmium Kontamination, relativ zur Kontrolle.

Cd I = 1 g/m², Cd II = 5 g/m²

gleich zu den Kontrollen etwa gleich. Der Streuabbau in den Cd II-Streubeuteln war bis zu diesem Termin aber erheblich gehemmt, es verbleiben 66,5 % mehr Streu in diesem Streubeuteltyp als in den Kontrollstreubeuteln.

c. Grobgazestreubeutel (Abb. 10, Tab. 8)

Die Grobgazestreubeutel, die Einlaß für das gesamte Bodentierspektrum und für die Mikroorganismen bieten, zeigen auch schon nach 31 Tagen der Streubeutelauslage einen gehemmten Solidagostreuabbau in den mit Cadmium kontaminierten Gazebeuteln im Vergleich zu den Kontrollen. Die Cd I Konzentrationsstufe liegt auf ähnlichem Niveau der Hemmung wie schon bei den Fein- bzw. Mittलगazestreubeuteln aufgezeigt, nämlich bei 20 % mehr Reststreu. Die Cd II-Grogazestreubeutel zeigen wie die Cd II-Mittलगazestreubeutel zum gleichen Termin ein um nahezu 60 % höheres Streugewicht als die Kontrollen.

Ein möglicher Einfluß der Bodenmesofauna auf diesen Effekt wurde unter Punkt b. diskutiert.

Nach 54 Expositionstagen ist die Hemmung der kontaminierten Beutel fast linear angestiegen. In den Cd I-Streubeuteln werden 35 % und den Cd II-Streubeuteln im Mittel 60 % mehr Reststreu gefunden als in den Kontrollen.

Bei Versuchsende (76. Tag) liegen die Cd I-Solidagostreubeutel mit 40 % mehr Streu auf ähnlichem Niveau

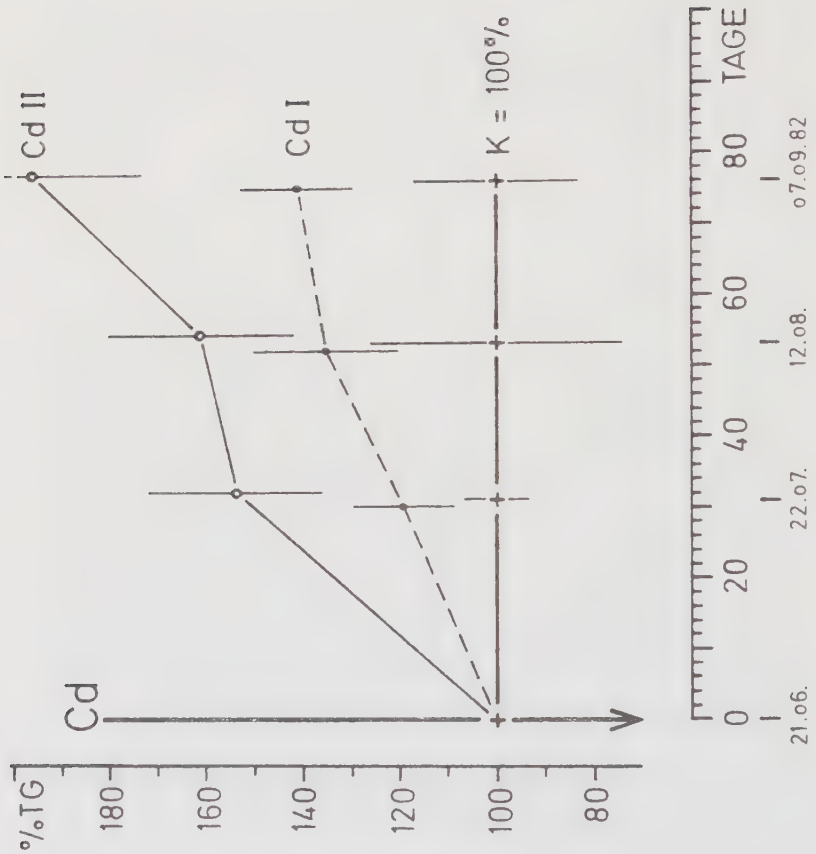


Abb. 10: Restmengen der Solidagostreu in Grob-
gazebeuteln (6 mm) nach Cadmium Kon-
tamination, relativ zur Kontrolle.
Cd I = 1 g/m², Cd II = 5 g/m²

zu den Kontrollstreubeuteln wie am 54. Expositionstag. Die schon am 54. Dekompositionstag erhebliche Streuabbauehemmung von 60 % mehr Reststreu erhöht sich in der hohen Cadmiumkontaminationsstufe Cd II auf 96,3 % mehr Reststreu. Somit befindet sich die doppelte Streumenge bei Versuchsende in den Cd II-Gazebeuteln wie in den Kontrollstreubeuteln.

Zur Fehlerbeurteilung der gefundenen Reststreuemengen für die einzelnen Kontaminationsstufen und Termine wurde der Variabilitätskoeffizient (v) für die Mittelwerte ($\bar{x}$) und Standardabweichungen (s) der Reststreuemenge berechnet:

$$v (\%) = \frac{s}{\bar{x}} \cdot 100$$

Die berechneten Variationskoeffizienten sind in Tabelle 9 aufgeführt.

Die Variabilität bzw. der Fehler der experimentiell gefundenen Mittelwerte ($\bar{x}$) und Standardabweichungen (s) der Reststreuemengen liegen zwischen 1,7 und 12,3 %. Nur für die unkontaminierten Grobgazestreubeutel liegt der Variabilitätskoeffizient v nach 54 Expositionstagen bei 26,1 % und nach 76 Tagen bei 17,1 %. Ein weiterer Ausreisserwert wurde für die Cd I-Feingazestreubeutel nach 54 Dekompositionstagen gefunden. Insgesamt ist der gefundene Fehler für eine ökologische Freilanduntersuchung durchaus im Bereich der zu erwartenden Höhe.

Herlitzius (1983) benutzt die Standardabweichung s des Mittelwertes $\bar{x}$ zur ökologischen Interpretation seiner Ergebnisse:

Tab. 9: Variabilitätskoeffizient (%) für die Mittelwerte ($\bar{x}$) und Standardabweichungen (s) der Solidagoresttreubiomassen (%) nach verschiedenen Expositionszeiten.

(10 Streubeutel pro Kontaminationstyp und Termin bei Grob- und Feingazebeuteln
6 Streubeutel bei den Mittelgazestreubeuteln)

Beuteltyp	Expositionsdauer (Tage)	Reststreu $\bar{x}$ (%)	Reststreu s (%)	Variabilitätskoeffizient (%)
Feingaze Kontrolle	31	26,2	1,6	6,1
	54	26,4	2,5	9,4
	76	26,9	2,5	9,1
Feingaze Cd I	31	33,5	3,3	9,9
	54	34,1	5,8	17,1
	76	33,0	3,7	11,1
Feingaze Cd II	31	34,9	3,1	8,9
	54	37,6	3,4	9,0
	76	37,5	3,7	9,8
Mittelgaze Kontrolle	31	24,0	0,4	1,7
	54	23,5	1,5	6,4
	76	19,4	0,8	4,1

Fortsetzung Tab. 9:

Beuteltyp	Expositionsdauer (Tage)	Reststreu $\bar{x}$ (%)	s (%)	Variabilitätskoeffizient (%)
Mittelgaze Cd I	31	27,9	2,1	7,5
	54	29,1	2,0	6,9
	76	25,2	3,1	12,3
Mittelgaze Cd II	31	36,6	2,3	6,3
	54	31,7	3,8	12,0
	76	32,3	0,8	2,5
Grob gaze Kontrolle	31	22,9	1,5	6,5
	54	20,1	5,3	26,1
	76	17,4	3,0	17,1
Grob gaze Cd I	31	27,7	2,4	8,6
	54	27,2	3,1	11,2
	76	24,4	2,0	8,3

Fortsetzung Tab. 9:

Beuteltyp	Expositions- dauer (Tage)	Reststreu (%)		Variabilitätskoeffizien- z (%)
		$\bar{x}$	s	
Grob-gaze Cd II	31	35,3	4,1	11,7
	54	32,5	3,8	11,7
	76	34,1	3,9	11,4

1. Die Standardabweichung informiert über die Variabilität der Abbauprozesse und verschiedenen Habitat-typen unter dem Einfluß von abiot. Faktoren, Mikroorganismen, Meso- und Makrofauna. Im Auenwald war sie in Feingazestreubeuteln (50 µm) sehr heterogen und im Buchen- und Fichtenforst relativ homogen. Das bedeutet, daß die mikrobielle Biomasse im sauren Buchen- bzw. Fichtenforst in Form von Pilzen bei einem pH von 3,5 gleichmäßiger verteilt ist, als die Bakterien im Auenwald bei einem pH von 7,7.
2. Die Standardabweichung liefert möglicherweise zusätzliche Hinweise auf das Dispersionsmuster des am Streuabbau beteiligten Edaphons.

Ein Signifikanztest zur Prüfung ob die gefundenen Mittelwerte ($\bar{x}$) signifikant voneinander verschieden sind, wurde auch durchgeführt. In dem Test wurden alle Mittelwerte ($\bar{x}$) und Standardabweichungen (s) der Reststremengen aller Beutel- und Kontaminations-typen miteinbezogen.

Da es sich um unabhängige Stichproben mit ungleichen Varianzen bei gleichem Stichprobenumfang handelt, wurden folgende Gleichungen für den t-Test (Mühlenberg 1976, S. 82) gewählt:

$$\hat{t} = \frac{\bar{x}_1 - \bar{x}_2}{\sqrt{\frac{s_1^2 + s_2^2}{n_1/2}}}$$

wobei

x_1 = der Mittelwert der Reststreuemenge des
Beuteltypes 1 ist

s_1^2 = Varianz des Mittelwertes x_1

n = Stichprobenumfang

Der Freiheitsgrad (v) wurde nach folgender Gleichung bestimmt:

$$v = \frac{(n_1 - 1) \times (s_1^2 + s_2^2)^2}{(s_1^2)^2 + (s_2^2)^2}$$

Die berechneten Werte für t und v sind in Tabelle 10 aufgeführt.

Der durchgeführte Signifikanztest (t -Test) für unabhängige Stichproben, bei dem die Mittelwerte für angenähert normalverteilte Grundgesamtheiten verglichen werden, erbrachte für fast alle Mittelwerte der Kontrollstreubeutel zu den Mittelwerten der Cadmium kontaminierten Streubeuteln eine Irrtumswahrscheinlichkeit kleiner 5 %.

Nicht signifikant verschieden mit der oben genannten Irrtumswahrscheinlichkeit sind die Mittelwerte von den Cd I - zu den Cd II-Grobgazestreubeutel nach 31 und 54 Tagen Expositionstagen, sowie der Mittelwert von Cd I zu Cd II der Feingazebeutel nach 54 Dekompositionstagen.

Modellbildung für den Streuabbau von Solidagostreu.

Die Dekompositionsrate wird mathematisch oft als negative exponentiale Funktion dargestellt (Olson 1963,

Tab. 10: Irrtumswahrscheinlichkeiten (α) für die Mittelwerte der Streuverluste (%) und deren Varianzen (s^2) nach dem t-Test.

(Streubeutel pro Kontaminationstyp und Termin = 10; ++ = 1%
Irrtumswahrscheinlichkeit, + = 5%, - = > 5%)

Beuteltypen	Expositions- dauer (Tage)	$\hat{t}$ -Term	Freiheitsgrad (ν)	Irrtumswahr- scheinlichkeit (α)
Kontrollen : Cd I				
Feingazebeutel	31	6,9	10,4	++
Feingazebeutel	54	5,7	10,3	++
Feingazebeutel	76	6,8	12,2	++
Mittelgazebeutel	31	11,0	3,2	++
Mittelgazebeutel	54	4,0	3,9	+
Mittelgazebeutel	76	22,6	6,0	++
Grob gazebeutel	31	8,0	8,8	++
Grob gazebeutel	54	4,2	8,0	++
Grob gazebeutel	76	9,6	13,0	++

Fortsetzung Tab. 10:

Beuteltypen	Expositions- dauer (Tage)	t-Term	Freiheitsgrad (v)	Irrtumswahr- scheinlichkeit (α)
Kontrollen : Cd II				
Feingazebeutel	31	5,6	10,1	++
Feingazebeutel	54	2,9	9,7	+
Feingazebeutel	76	3,9	12,3	++
Mittelgazebeutel	31	3,5	3,2	+
Mittelgazebeutel	54	4,5	5,6	++
Mittelgazebeutel	76	3,7	3,4	+
Grob-gazebeutel	31	4,4	11,7	++
Grob-gazebeutel	54	3,3	11,2	++
Grob-gazebeutel	76	5,6	12,4	++
Cd I : Cd II				
Feingazebeutel	31	5,7	6,0	++
Feingazebeutel	54	1,8	3,1	-
Feingazebeutel	76	4,3	3,4	+
Mittelgazebeutel	31	4,8	11,2	++
Mittelgazebeutel	54	3,1	13,4	++
Mittelgazebeutel	76	6,2	10,5	++
Grob-gazebeutel	31	0,9	14,0	-
Grob-gazebeutel	54	2,1	11,5	-
Grob-gazebeutel	76	2,5	14,0	+

Mindermann 1968, Petersen & Cummins 1974, Carpenter et al. 1983, Herlitzius 1983 a, b).

Für die mathematische Beschreibung des Streuabbaus von kontaminierter bzw. unkontaminierter Solidagostreu möchte ich folgendes Modell vorschlagen:

Der Abbau der Streu müßte nach der Gleichung

$$r_t = K \times e^{-kxt}$$

zu beschreiben sein. Wobei

r_t = Reststreu zum Zeitpunkt t ist

K = Einwaage der Streu

e = Basis des natürlichen Logarithmus ($\ln$)

k = Dekompositionsrate

Da zu den verschiedenen Probeentnahmezeiten (31, 54 und 76 Tagen) die Reststremengen bestimmt wurden, ergibt sich

$$\frac{r_t}{K} = e^{-kxt}$$

Die logarithmische Transformation ergibt:

$$\ln \frac{(r_t)}{(K)} = -kxt$$

Beide Seiten der Gleichung mit -1 multiplizieren

$$-\ln \frac{(r_t)}{(K)} = kxt$$

Mit dem Term $-\ln \frac{(r_t)}{(K)}$ wird nun eine Nullpunktregression vorgenommen, d.h. alle Schnittpunkte der y-Achse gehen durch den O-Punkt der y-Achse.

$$-\ln \frac{(r_t)}{(K)} \text{ wird zu } y_t$$

$$y_t = kxt$$

$$\hat{k} = \frac{\sum_t y_t \times t}{\sum_t t^2}$$

Für die Kontrollgrobkazestreubeutel wird beispielhaft eine Nullpunktregression durchgeführt:

t (Tage)	y_t	$\frac{r_t}{K}$
31	1,47	0,23
54	1,60	0,20
76	1,77	0,17

$$k = \frac{(1,47 \times 31) + (1,60 \times 54) + (1,77 \times 76)}{31^2 + 53^2 + 76^2}$$

$$\hat{k} = \frac{45,6 + 86,4 + 134,5}{961,0 + 2809,0 + 5776,0}$$

$$\hat{k} = \frac{266,5}{9546,0}$$

$$\hat{k} = 0,028$$

$$\hat{k} = 0,028 \text{ wird in die Gleichung}$$

$$\frac{r_t}{K} = e^{-kxt}$$

Die $\hat{k}$ -Berechnung für Cd I- und Cd II-Grobgazestreubeutel erfolgt analog wie oben dargestellt (Tab. 11).

Durch Berechnen einiger Zeitpunkte zwischen dem 1. und 76. Abbautag läßt sich eine Kurve mit negativem exponentialem Verlauf konstruieren (Abb. 11).

Die dazugehörigen r_t/K -Werte sind in Tabelle 12 aufgeführt.

Die Abb. 11, in der die negativen Exponentialkurven für Cd II -, Cd I - und Kontrollgrobgazebeutel aufgetragen sind, läßt erkennen, daß die schnellste Dekompositionsrate (steilster exponentieller Anstieg der Kurve in der Anfangsphase) in den Kontrollgazebeuteln und die langsamste in den Cd II - Grobgazestreubeuteln abläuft.

Der theoretisch ermittelte Exponentialkurvenverlauf ist mit den real gefundenen Reststreukurven nicht identisch (Abb. 12).

Diskussion der gefundenen Ergebnisse

Die gefundenen Streuabbauleistungen in den mit Cadmium kontaminierten Solidagostreubeuteln sind im Vergleich zu den unbehandelten Streubeuteln signifikant geringer. Cadmiumnitrat wirkt in den eingesetzten Konzentrationen massiv auf die Geschwindigkeit des Streuabbaues und somit auf die Streuabbaurate ein.

Obwohl die Meso- und Makrofauna bei den Mittel- und Grobgazestreubeuteln ein zusätzliches streuabbauendes

Tab. 11:

Empirische Reststreubiomassen ($rt:k$) u. die dazugehörenden negativen Logarithmen für die Expositionsdauer der Grobgazestreubeutel, sowie die berechneten Dekompositionsraten ($\hat{k}$)

Die tiefgesetzten 1, 2, 3 stehen für 31, 54 u. 76 Tage.

Beuteltyp	$rt_1:k$	yt_1	$rt_2:k$	yt_2	$rt_3:k$	yt_3	$\hat{k}$
Kontrolle							
Feingaze							
Mittelgaze	0,23	1,47	0,20	1,60	0,17	1,77	0,028
Groogaze							
Cd I							
Feingaze							
Mittelgaze	0,28	1,27	0,27	1,31	0,24	1,43	0,023
Groogaze							
Cd II							
Feingaze							
Mittelgaze	0,35	1,05	0,34	1,11	0,34	1,08	0,018
Groogaze							

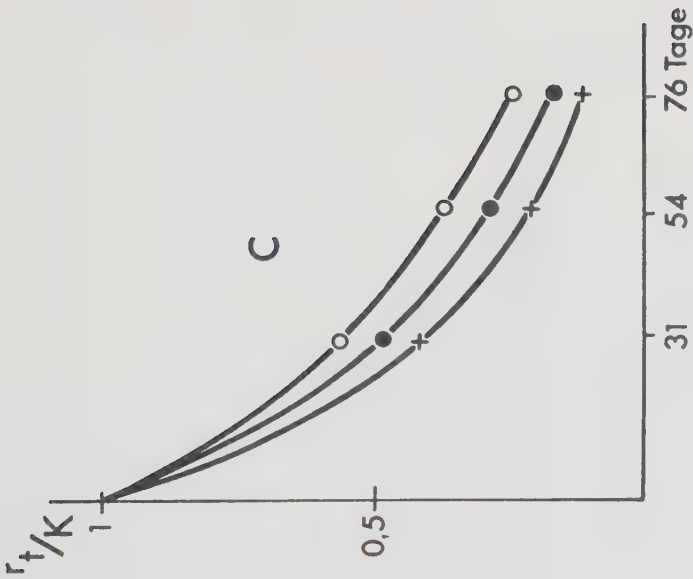


Abb. 11: Theoretisch ermittelter Verlauf des Solidagostreuabbaus in den Grobgazebeuteln.

+ = Kontrollen, • = Cd I-Parzellen mit 1 g/m^2 , o = Cd II-Parzellen mit 5 g/m^2

Tab. 12: Dekompositionsraten $\hat{k}$ nach einer Nullpunktregression und die rt/k - Terme für die Auslagezeit der Streubeutel.

$T1, T2, T3 = 31, 54$ u. 76 Tage.

Beuteltyp	$\hat{k}$	rt/k		
		T1	T2	T3
Kontrolle Grobgaze	0,028	0,42	0,21	0,12
Cd I Grobgaze	0,023	0,49	0,29	0,17
Cd II Grobgaze	0,018	0,57	0,38	0,25

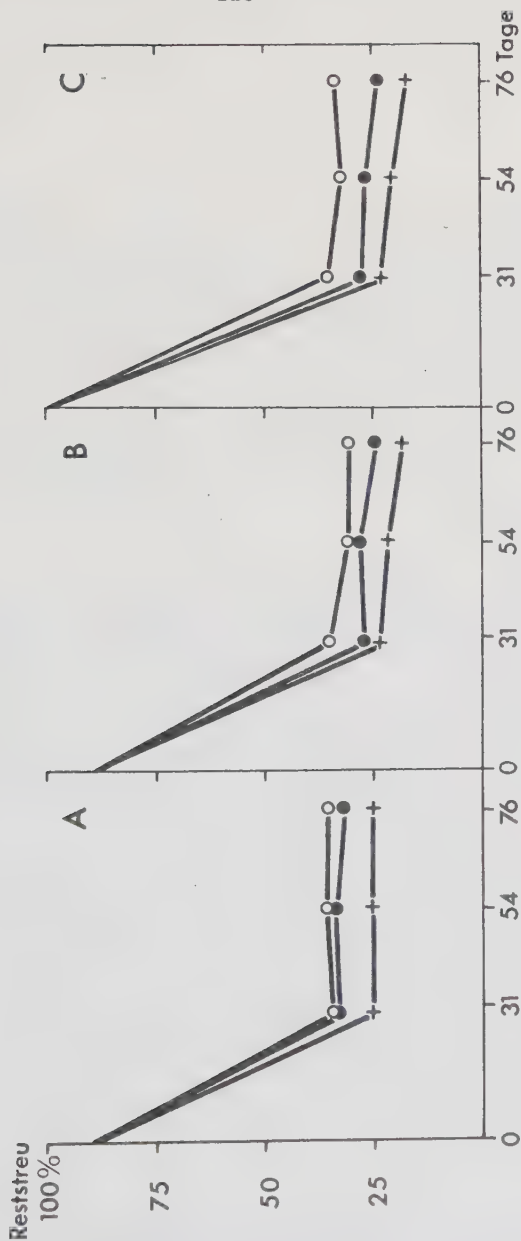


Abb. 12: Real ermittelter Verlauf des Solidagostreu-
abbaus in Gazebeuteln.

A = Feibgazebeutel, B = Mittelgazebeutel,
C = Grobgazebeutel, + = Kontrollen, • =
Cd I-Parzellen 1 g/m², o = Cd II-Parzellen
5 g/m²

Potential darstellt, ist das gefundene Dekompositionsresultat nach 76 Tagen z.B. in den Cd II-Mittelgazeastreubeuteln um 20 % geringer als in den vergleichbaren Feingazebeuteln. Das verwundert insoweit, als in den Kontrollmittelgazebeutel zwischen dem 54. und 76. Tag 5 % mehr Solidagostreu abgebaut wird als in den Feingazestreubeuteln. Dieser zusätzliche Streuabbau müßte somit bei den Kontrollmittelgazestreubeuteln auf die Aktivität der Bodenmesofauna zurückzuführen sein.

Daß bei der Cadmium kontaminierten Streu eine Hemmung dieser Größenordnung auftritt, kann eigentlich nur dadurch erklärt werden, daß ab dem 31. Tag eine Besiedlung der ausgelegten Streubeutel zwar einsetzt, die eingewanderte Mesofauna, die Pilze und Bakterien auf der Streu beim Fraß der hochkontaminierten Blattstreu vorzieht. Es wird somit keine Streu durch die Fauna abgebaut, sondern nur die streuabbauende Biomasse der Mikroorganismen reduziert.

Ein methodischer Effekt kann in diesem Zusammenhang durch die mikroklimatischen Bedingungen der Feingazestreubeutel zustande kommen. Die geringe Maschenweite (50 µm) wirkt der schnellen Verdunstung des durch Tauchen und Besprühen zugefügten Wassers entgegen. So kann sich für Mikroorganismen ein besseres langfristigeres Feuchtemilieu in den Feingazebeuteln etablieren. Brockmann et al. (1980) zeigten ähnliche Klimaeffekte bei Gazebeuteln mit geringen Maschenweiten auf.

In den Grob- und Mittelgazestreubeuteln kommen diese mikroklimatischen Effekte nicht in dem Maße zum Tragen. Die Abbauleistung durch Mikroorganismen wäre demnach in ihnen geringer als in den Feingazestreubeuteln.

Dennoch dürfte die Fauna in der oben beschriebenen Weise auf die Mikroorganismen einwirken. Sie meiden die hochkontaminierte Streu und fressen die epiphyllischen Pilze und Bakterien. Der beschriebene mikroklimatische Effekt kann auch bedeuten, daß die angeführte Abbauleistung der Mesofauna in den Kontrollmittelgazestreubeuteln zwischen dem 31. und dem 76. Tag nicht wie angegeben 5%, sondern größer ist.

4.1.2.2 Zeitliche Dynamik der Cadmiumgehalte in der Streu sowie die Konzentration anderer Schwermetalle in der Ausgangsstreu

Wie in Kapitel 3.1 ausgeführt, waren die Cadmiumkonzentrationen der Tauchbäder so ausgelegt, daß in den Cd I-Streubeuteln 10 mg/kg TG und in den Cd II-Streubeuteln 50 mg/kg TG erreicht werden sollten. Es zeigt sich aber, daß die frischgetauchte Streu das Cadmium 4 bis 6 mal stärker anreichert, als das der Menge des aufgenommenen Lösungswassers entsprochen hätte.

Die niedrige Konzentrationsstufe (Cd I) enthielt 44^{+9} mg/kg TG Cadmium in der Mittelgazebeutelstreu und die höhere Stufe (Cd II) 333^{+70} mg/kg TG (Tab. 13, Abb. 13) Cadmium in der Mittelgazebeutelstreu.

Im Verlauf des Streuabbaues steigt die Cadmiumkonzentration in der Reststreu der Mittelgazebeutel stark an. Am 76. Tag des Freilandversuches hatte die Solidagostreu in den Cd I-Beuteln 329 mg/kg TG Cadmium und die Streu in den Cd II-Beuteln ca. 1600 mg/kg TG Cadmium.

Tab. 13: Dynamik der relativen Cadmiumkonzentration ($\mu\text{g/gTG}$) in der Streubeutelstreu während der Freilandexposition.

(T1 = 15.6.82, T2 = 21.6.82, T3 = 23.7.82, T4 = 13.8.82, T5 = 6.9.82)

Beuteltyp	Probe	T1	T2	T3	T4	T5
Cd I Mittelgaze	1	-	50,8	299,5	326,5	348,0
	2	-	52,4	284,5	352,7	318,8
	3	-	34,6	318,6	407,2	315,2
	4	-	37,8	443,4 x	391,1	333,7
	$\bar{x}$		43,9	300,9	369,3	328,9
	s		9,0	17,1	36,7	15,0
Cd II Mittelgaze	1	-	409,5	1563,7	1028,0	1440,9
	2	-	372,0	1589,0	615,3 x	1417,6
	3	-	289,0	1162,5 x	1675,5	1861,3 x
	4	-	259,9	1505,7	1710,8	1681,9
	$\bar{x}$		332,7	1552,8	1471,4	1513,5
	s		69,8	42,7	384,0	146,0
Kontrolle Mittelgaze	1	0,5	-	-	-	-
	2	0,4	-	-	-	-

x = Ausreisserwerte

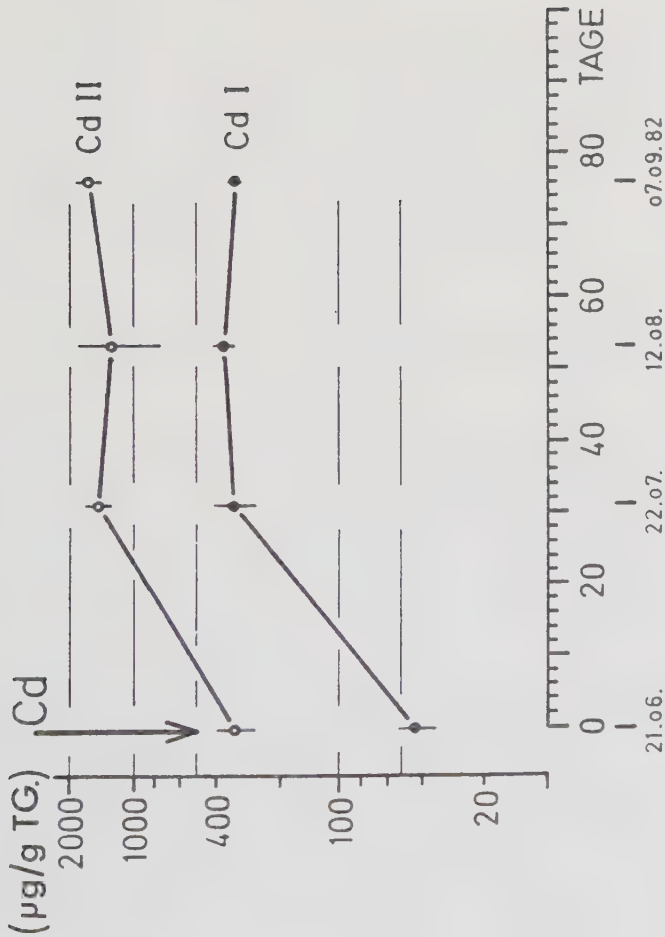


Abb. 13: Dynamik der Cadmiumkonzentration in Solidagostreu während der Abbauphase in Mittelgazebeuteln.
Cd I = 1 g/m², Cd II = 5 g/m²

Dies ist jedoch nur eine relative Zunahme, da durch Abbau das absolute Streugewicht sinkt. Die Mikroorganismen veratmen die Streubiomasse zu CO_2 und H_2O . Die Makrofauna wandelt die Streu in Kotpartikel um. Die Faeces werden dann durch die Bodenmikroorganismen weiter mineralisiert, bzw. durchlaufen eine zweite Darmpassage in dem Mesofaunakomplex.

Cadmium kann dabei nicht metabolisiert werden und verbleibt in den Gazebeuteln, sofern es nicht ausgespült wird.

Wenn man die absoluten Cadmiumgehalte der jeweiligen Reststreu aufträgt (Tab. 14), erkennt man, daß zusätzlich zum Anfangsgehalt Cadmium in die Mittलगazebeutel gelangt sein muß. Mögliche Wege sind das Abregnen des Cadmiums von den Solidagopflanzen bzw. Einschwemmen durch den Bodenkontakt.

Um einen Überblick über das Konzentrationsniveau von anderen Schwermetallen in der gesammelten Streu vor der Cadmiumapplikation zu bekommen, wurden die Elemente Blei, Chrom, Nickel, Kupfer und Zink neben Cadmium mittels Inductively Coupled Plasma Emission Spektrometrie (ICP) analysiert.

Die Beschaffung der Streu ist in Kapitel 3.1.1 beschrieben.

In Tab. 15 sind die gefundenen Meßwerte zusammengestellt.

Auffällig sind die hohen Zink- und Kupfergehalte. Rebele & Werner (1984) fanden für *Solidago canadensis*

Tab. 14: Reststreu biomassen (RM, g TG.), relative Cadmiumkonzentration (r Cd, µg/g TG.) und absolute Cadmiumgehalte (a Cd, mg TG.) der Mittलगазестреubeutel während der Freilandexposition.

(T 1 = 21.6.82, T 2 = 23.7.82, T 3 = 13.8.82, T 4 = 6.9.82)

Beuteltyp	T 1	T 2	T 3	T 4
Cd II -Mittelgaze RM	10,0	3,7	3,2	3,2
r Cd	333,0	1552,8	1471,4	1513,5
a Cd	3,3	5,7	4,7	4,8
Cd I -Mittelgaze RM	10,0	2,8	2,9	2,5
r Cd	43,9	300,9	369,9	328,9
a Cd	0,4	0,8	1,1	0,8

Tab. 15: Cadmium-, Blei-, Chrom-, Nickel-, Kupfer- und Zinkgehalte ($\mu\text{g/g}$ TG.) in der Solidagostreu.

(Entnahmestelle der Streu: Berlin - Reinickendorf, Montanstraße 18 - 28. Entnahmetermin 17. Mai 1982. Die Messungen wurden mit der ICP bei den Berliner Entwässerungswerken durchgeführt)

Probe	Element ($\mu\text{g/g}$ TG.)					
	Cd	Pb	Cr	Ni	Cu	Zn
1	0,6	13,7	1,1	2,6	178,3	115,0
2	0,6	13,8	1,3	2,5	172,0	115,0
3	0,7	13,8	1,2	2,6	169,9	114,0
4	0,6	14,0	1,2	2,7	176,6	120,2
5	0,6	14,3	1,1	2,4	169,7	115,4
- x	0,62	13,9	1,0	1,9	173,8	114,8
s	0,05	0,24	0,08	0,1	3,9	2,5
v	7,2%	1,7%	8,5%	6,0%	2,3%	2,1%

Der Aufschluß erfolgte wie in Kap. 3.5.1 beschrieben mit Naßaufschluß im Büchi - Digestor. Die Meßwerte stellen Mittelwerte aus 4 Parallelmessungen dar.

am gleichen Standort etwas niedrigere Zinkgehalte mit 90 µg/g TG und Kupfergehalte von 105,5 µg/g TG. Dies ist wahrscheinlich auf das Waschen der Pflanzmaterialien obiger Autoren zurückzuführen (Krause 1974).

Das Zink ist im Gegensatz zum Cadmium für die Pflanzen ein essentielles Spurenelement. Bei Kulturpflanzen gelten Zinkgehalte zwischen 20 und 100 mg/kg TG als normal (Kazemi 1983). Auch beim Kupfer handelt es sich um einen essentiellen Nährstoff, der jedoch in den Blättern von Solidago mit maximalen Werten von 178 mg/kg TG sehr hohe Konzentrationen annimmt.

In Futterpflanzen gelten Gehalte >100 mg/kg TG als bedenklich (Fink 1976).

In der Nähe der Probenentnahmestelle befindet sich eine Kupfermühle und ein Kabelwerk. Nach Rebele & Werner (1984) sind die hohen Kupfergehalte der Solidagoblätter auf die Emission dieser Betriebe zurückzuführen.

4.1.2.3 Auswirkung von Cadmium auf die Veränderung der Streuinhaltsstoffe

Die von den grünen Pflanzen in einem Ökosystem erzeugte Biomasse kann im wesentlichen zwei Wege gehen, den der "Weidekette", d.h. des Fraßes der lebenden Pflanze durch Tiere, oder den der Detrituskette, d.h. den des Absterbens und nachfolgenden Abbaues durch Mikroorganismen und saprophage Tiere.

Fraß bzw. Abbau bewirken zum einen, daß die in der pflanzlichen Nahrung vorliegende Energie in Form von chemischer Bindungsenergie durch die Assimilation den saprophagen Bodentieren zur Synthese körpereigener Substanzen bzw. zum Unterhalt des energieverbrauchenden Betriebsstoffwechsels freigesetzt wird. Zum anderen werden die "Zerfallprodukte" der Makromoleküle (NH_4^+ , PO_4^{3-} etc.) zum Aufbau von Makromolekülen im Körper der Saprophagen benötigt.

Daher kann die Aktivität der Bodentiere und der Bodenmikroorganismen und der durch sie betriebene Stoffumsatz als Prüfparameter für die chemische Belastung durch Cadmium dienen.

Neben dem quantitativen Aspekt des Streuabbaues, der in Kapitel 4.1.2.1 behandelt wurde, soll in diesem Versuchsteil der qualitative Verlauf des Streuabbaues erfaßt werden.

Es wird geprüft, ob während des Solidagostreuabbaues der Kohlenstoff-, der Stickstoff- und der Cellulosegehalt in der Streu unter Cadmiumbelastung eine andere Abbaudynamik aufweist, und damit als Prüfparameter gilt, als die gleichen Streuinhaltsstoffe in der unkontaminierten Streu.

4.1.2.3.1

Restwasser- und Aschegehalt

Das Wasser stellt den weitaus größten Anteil am Frischgewicht einer Pflanze dar. Dies ist verständlich, da nur bei ausreichender Wasserversorgung ein geregelter Stoffwechsel ablaufen kann.

Da die Solidagostreu bei 40 °C getrocknet wurde, ist das meiste Wasser schon entfernt worden. Dennoch verbleibt nach einer Trocknung bei 40 °C ein sogenanntes Restwasser in der Streu. Da dieser Restwassergehalt starken Schwankungen ausgesetzt sein kann, muß er bestimmt werden.

Der Mineralsalzgehalt der beim Verbrennen der Trockensubstanz einer Pflanzenstreu als Asche zurückbleibt, ist sowohl von der Pflanzenart als auch von dem Nährstoffangebot des Substrates auf dem die Pflanze wächst, abhängig. Er kann also stark schwanken. Eine weitere Bedeutung erlangt der Aschegehalt bei Streubeutelversuchen durch die Tatsache, daß mit zunehmender Expositionszeit der Verschmutzungsgrad durch Sandkörner zunimmt und damit auch der Aschegehalt.

Die gefundenen relativen bzw. absoluten Kohlenstoff-, Stickstoff- und Celullosegehalte werden mit den Restwasser- und Aschegehalten der Reststreu korrigiert. Die Summen der Restwasser- und Aschegehalte sind in Tab. 16 dargestellt.

Der Tab. 16 ist zu entnehmen, daß mit zunehmender Expositionsdauer auch der Restwasser- und Aschesummenwert ansteigt. Da die Wassergehalte immer durch Trocknung bei 105 °C bestimmt wurden, kann die Zunahme eigentlich nur durch Sandverunreinigungen zustande kommen.

Tab. 16: Die Summen der Restwasser- und Aschegehalte nach verschiedenen Expositionszeiten.

(T 1, T 2, T 3 = Summe Restwasser u. Asche nach 31, 54 und 76 Tagen,
 $\bar{x}$ = Mittelwert aus 3 Bestimmungen.)

Beuteltyp	T 1 (%)		T 2 (%)		T 3 (%)		
	$\bar{x}$	s	$\bar{x}$	s	$\bar{x}$	s	
Kontrolle	Feingaze	17,4	0,0	18,2	0,8	18,6	0,1
	Mittelgaze	20,1	0,0	21,9	0,3	24,5	0,6
	Grobgaze	21,2	0,3	22,4	0,0	27,3	2,8
Cd I	Feingaze	17,7	0,2	19,2	1,0	19,5	0,7
	Mittelgaze	17,5	0,5	20,6	0,6	26,8	0,8
	Grobgaze	17,4	0,4	22,8	5,2	25,3	1,6
Cd II	Feingaze	17,9	0,7	17,9	0,1	20,1	0,0
	Mittelgaze	18,9	0,9	18,5	0,6	23,1	0,1
	Grobgaze	18,5	1,8	18,7	0,6	23,0	1,3

4.1.2.3.2

Kohlenstoffgehalt (C)

Die Veränderung des absoluten Kohlenstoffgehaltes der Streu ist in starkem Maße an die Aktivität der biotischen Komponente eines Ökosystems gebunden. Teils wird der Kohlenstoff nach dem Abbau aus Makromolekülen im Boden gespeichert (Humus, Torf), teils aber auch schnell wieder in gasförmiger Form an die Atmosphäre in CO_2 -Gestalt abgegeben.

Kohlenstoff liegt in der Streu in Speicherkohlenhydraten und als Baustein der Zellwände vor.

Die Reservekohlenhydrate die im Zellsaft gelöst sind, werden in erster Linie durch die Monosaccharide (D-Glucose, D-Fructose) sowie das Disaccharid Saccharose (Glucose und Fructose) repräsentiert. Sie sind leicht auswaschbar und können bis zu 10 % des Trockengewichtes bei krautigen Pflanzen ausmachen.

Zumeist aber werden die Zucker und damit der Kohlenstoff in Form von Makromolekülen als Polysaccharide gespeichert. Hier bildet die α -glykosidisch gebundene Glucose im Disaccharid Maltose den Baustein.

Zellwandbildend ist vor allem die Cellulose. Cellulose ist mengenmäßig die bedeutendste biologische Substanz überhaupt; sie macht mehr als 50 % der gesamten organischen Kohlenstoffverbindungen in der Biosphäre aus. Cellulose besteht wie Stärke ausschließlich aus D-Glucose, doch ist das Monomer die β -D-Glucose. Das Molekulargewicht schwankt zwischen 50000 und 500000 g/mol, das entspricht 300 - 3000 Glucoseresten (Steubing & Schwantes 1981).

Die mit Restwasser- u. Aschegehalt (Tab. 16) korrigierten r e l a t i v e n Kohlenstoffgehalte der Solidagostreu verändern sich während der Expositionszeit wie folgt.

a. Feingazestreubeutel (Tab. 17)

Die Mittel der Kohlenstoffgehalte (C (%)) der Kontrollbeutelstreu liegen während der gesamten Auslagezeit der Streubeutel über den C-Gehalten der kontaminierten Streubeutel. Aufgrund der großen Standardabweichungen der Mittelwerte ist dieser Trend aber nicht abzusichern. Klare Tendenzen der gleichmäßigen Zu- bzw. Abnahme der C-Gehalte in den einzelnen Kontaminationsstufen lassen sich nicht erkennen.

b. Mittलगazestreubeutel (Tab. 17)

Auch in den Mittलगazestreubeuteln sind die C-Gehalte recht heterogen. Eine Tendenz der C-Gehaltsab- bzw. zunahme in den einzelnen Kontaminationsstufen ist nicht erkennbar.

c. Grobgazestreubeutel (Tab. 17)

Einzig in den Grobgazestreubeuteln ist eine gleichmäßige Abnahme der Kohlenstoffgehalte in den Cd II-, den Cd I- und den Kontrollstreubeuteln über den gesamten Versuchszeitraum zu erkennen. Aufgrund großer

Tab. 17: Die prozentualen Kohlenstoffgehalte (C), Stickstoffgehalte (N), C:N Verhältnisse u. Cellulosegehalte (Cell.) in der Solidagoreststreu nach verschiedenen Expositionszeiten.

Alle %-Werte sind Restwasser- und Aschefrei. Pro Termin u. Beuteltyp wurden 3 Parallelbestimmungen durchgeführt.

Streubeuteltyp	Expositions- dauer (Tage)	C %		N %		C:N	Cell. %	
		$\bar{x}$	s	$\bar{x}$	s		$\bar{x}$	s
Kontrolle Feingaze	31	55,6	0,5	5,8	0,1	9,6		
	54	57,3	1,0	6,0	0,4	9,6		
	76	57,0	0,4	5,7	0,1	10,0		
Cd I Feingaze	31	55,3	2,8	5,7	0,1	9,7		
	54	54,6	1,9	5,7	0,1	9,6		
	76	57,2	1,7	5,6	0,1	10,2		
Cd II Feingaze	31	53,9	1,2	5,2	0,4	10,4		
	54	53,6	1,6	5,8	0,1	9,2		
	76	55,2	0,2	5,4	0,2	10,2		
Kontrolle Mittelgaze	31	55,6	2,4	5,5	0,1	10,1		
	54	57,9	1,0	5,6	0,2	10,3		
	76	56,2	1,2	5,6	0,3	10,0		
Cd I Mittelgaze	31	55,5	0,4	5,4	0,5	10,3		
	54	58,9	1,8	5,9	0,2	10,0		
	76	55,7	1,3	5,8	0,1	9,6		

Fortsetzung Tab. 17:

Streubeuteltyp		Expositions- dauer (Tage)	$\bar{x}$	C % s	$\bar{x}$	N % s	C:N	$\bar{x}$	Cell. % s
Cd II	Mittelgaze	31	56,4	0,2	5,3	0,1	10,6		
		54	56,2	0,4	5,6	0,3	10,0		
		76	56,5	1,3	6,0	0,1	9,0		
Kontrolle	Grogaze	31	58,6	2,8	5,7	0,2	10,3	7,5	0,2
		54	56,4	0,4	5,6	0,1	10,1	7,5	0,3
		76	54,1	1,7	5,6	0,1	9,7	5,9	0,2
Cd I	Grogaze	31	57,7	1,3	5,3	0,7	10,9		
		54	57,8	2,3	5,6	0,4	10,3		
		76	56,0	3,6	5,7	0,2	9,8		
Cd II	Grogaze	31	57,7	0,1	5,4	0,5	10,7	7,4	0,4
		54	56,8	0,6	5,8	0,1	9,8	5,9	0,2
		76	54,3	0,1	5,7	0,2	9,5	5,3	0,2

Standardabweichungen der Mittelwerte sind die C-Gehalte an den einzelnen Probenentnahmeterminen jedoch nicht signifikant unterschiedlich.

Alle Versuche, interpretationswürdige graphische Darstellungen der relativen C-Gehalte (%) zu erhalten, scheiterten. Der Grund kann darin liegen, daß den relativen C-Gehalten jeweils erheblich unterschiedliche Reststreubiomassen in den einzelnen Kontaminationsstufen entsprechen. Die kleinen Schwankungen der relativen C-Gehalte werden durch die großen Unterschiede der Streubiomassen an den einzelnen Streubeutellentnahme-Terminen überdeckt.

Zur Veranschaulichung der C-Gehaltsverhältnisse in der Reststreu werden im weiteren die absoluten C-Gehalte (g) errechnet und in Tab. 18 dargestellt.

Die **a b s o l u t e n** Kohlenstoffgehalte verändern sich während der Expositionszeit wie folgt:

a. Feingazestreubeutel (Abb. 14, Tab. 18)

Der absolute Kohlenstoffgehalt der Kontrollbeutel liegt während der gesamten Expositionszeit unter den C-Gehalten der kontaminierten Streubeutel. Nach 31 Dekompositionstagen liegen die C-Gehalte der kontaminierten Streubeutel noch auf gleichem Niveau. Die Cd I-Beutel erfahren ab dem 31. Auslegetag aber keinen Streuabbau mehr (Tab. 8). Die C-Gehalte bleiben deshalb bis zum Versuchsende gleich.

Die Zunahme der C-Gehalte in den Cd II-Streubeuteln

Tab. 18: Reststreubiomassen (g) nach verschiedenen Expositionszeiten sowie die absoluten Kohlenstoffgehalte (g) in der Reststreu.

(T1, T2, T3 = Reststreubiomassen nach 31, 54 u. 76 Tagen. C1, C2 u. C3 = absolute Kohlenstoffgehalte nach 31, 54 u. 76 Tagen.)

Beuteltyp	T1 (g)		T2 (g)		T3 (g)		C1 (g)		C2 (g)		C3 (g)		
	x	s	x	s	x	s	x	s	x	s	x	s	
Kontrolle	Feingaze	2,6*	0,2	2,6	0,3	2,7	0,3	1,4	0,2	1,4	0,3	1,5	0,2
	Mittelgaze	2,4	0,0	2,4	0,2	1,9	0,0	1,3	0,0	1,4	0,1	1,1	0,0
	Grobgaze	2,3	0,2	2,0	0,5	1,7	0,3	1,3	0,2	1,1	0,3	0,9	0,2
Cd I	Feingaze	3,4	0,3	3,4	0,6	3,3	0,4	1,9	0,1	1,9	0,3	1,9	0,2
	Mittelgaze	2,8	0,2	2,9	0,2	2,5	0,3	1,6	0,1	1,7	0,1	1,4	0,2
	Grobgaze	2,8	0,2	2,7	0,3	2,4	0,2	1,6	0,1	1,6	0,1	1,3	0,2
Cd II	Feingaze	3,5	0,3	3,8	0,3	3,8	0,4	1,9	0,1	2,0	0,2	2,1	0,2
	Mittelgaze	3,7	0,4	3,2	0,4	3,2	0,0	2,1	0,2	1,8	0,2	1,8	0,0
	Grobgaze	3,5	0,4	3,3	0,4	3,4	0,4	2,0	0,3	1,9	0,2	1,8	0,3

* Feingazebiomassen sind auf 10g Einwaage bezogen

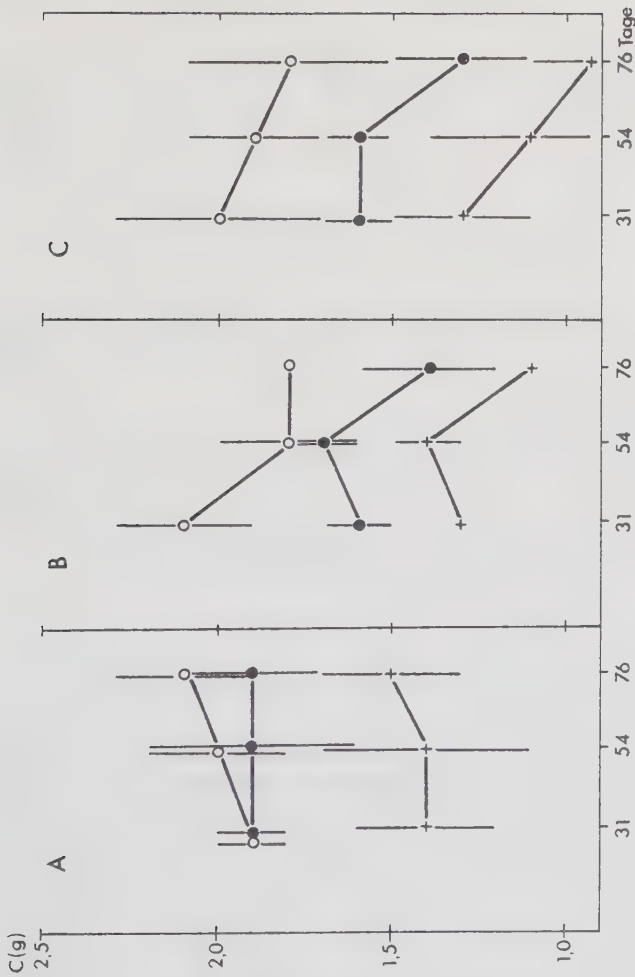


Abb. 14: Absolute Kohlenstoffgehalte der Solidago-
streu nach verschiedenen Expositionszeiten.

A = Feingazebeutel, B = Mittelgazebeutel,
C = Grobgazebeutel, + = Kontrollen, • =
Cd I-Parzellen mit 1 g/m^2 , o = Cd II-
Parzellen mit 5 g/m^2

läßt sich über die höheren Reststreubiomassen erklären (Tab. 8).

b. Mittelgazebeutel (Abb. 14, Tab. 18)

Auch bei den Mittelgazebeuteln liegen die C-Gehalte der Cadmium kontaminierten Streu während dem gesamten Auslegezeitraum über den C-Gehalten der Kontrollbeutelstreu.

Bei den Mittelgazebeuteln sind die C-Gehalte der Cd II-Streu zu Cd I-Streu im Gegensatz zu den Feingazebeuteln signifikant bis zum 31. Auslegetag und dann wieder bei Versuchsende voneinander verschieden.

c. Grobgazestreubeutel (Abb. 14, Tab. 18)

Noch klarer als bei den Feingaze- und Mittelgazestreubeuteln liegen die absoluten C-Gehalte der einzelnen Kontaminationstypen auseinander. Der Grund dafür ist sicherlich in den eindeutigen Abbaureduktionen der kontaminierten Streu während der Expositionszeit der Grobgazebeutel zu suchen. Die C-Gehalte der Cd II-Beutel liegen signifikant über den C-Gehalten der Cd I - Beutel und diese wiederum signifikant über den C-Gehalten der Kontrollbeutel.

Zusammenfassung der Ergebnisse zum Kohlenstoffgehalt:

Die r e l a t i v e n C-Gehalte der Solidagostreu

in den Grob-, Mittel- und Feingazestreubeuteln und Kontaminationsvarianten verändern sich während der Dekomposition mit irregulärer Tendenz. Zwischen den Kontaminationsstufen und Beuteltypen gibt es keine signifikanten Unterschiede, wie sie eigentlich erwartet wurden.

In den Cadmium kontaminierten Streubeuteln wird eben nur weniger Streu abgebaut, der relative C-Gehalt ändert sich dadurch nicht.

Zu diesem Ergebnis kommen auch Wood (1974) und Bocock (1963), die bei Abbauuntersuchungen an Eucalyptus- und Eichenblätter fanden, daß der relative C-Gehalt annähernd gleich bleibt.

Die großen Standardabweichungen der Mittelwerte (0,1 - 2,8), bei geringen Unterschieden der relativen C-Gehalte (53,6 - 57,7), können durchaus methodische Gründe haben. Nach Bennert (1973) haben krautige Pflanzen bis zu 10 % ihres Trockengewichtes gut auswaschbare, leicht lösliche Kohlenhydrate. Da die Solidagostreu in den Streubeuteln eine Schichtdicke von ca. 1 cm aufwies, ist es durchaus möglich, daß bei Regen die oberen Streulagen stärker ausgewaschen werden als die unteren.

4.1.2.3.3 Stickstoffgehalt (N)

Stickstoff liegt gewichtsmäßig in der Trockensubstanz der Pflanzen meist hinter Kohlenstoff und den Elementen des Wassers (H und O) an vierter Stelle. Er macht etwa 18 % des Proteingewichtes aus. In den organischen

Molekülen der Pflanzen, wie Aminosäuren, Proteinen, Nukleinsäuren, Co-Enzyme u.ä., liegt er in reduzierter Form vor.

Die mit Restwasser- und Aschegehalt korrigierten relativen Stickstoffgehalte der Solidagostreu verändern sich während der Expositionszeit wie folgt:

a. Feingazestreubeutel (Tab. 17)

Wie bei den Kohlenstoffgehalten liegen auch die Stickstoffgehalte der Kontrollbeutel während der Expositionszeit über denen der Cadmium kontaminierten Streubeutel. Sowohl die Stickstoffgehalte der Kontrollbeutel als auch die der Cd II-Beutel steigen nach dem 31. Expositionstag leicht an (Cd II = 0,6 %). Bis zum 76. Auslegetag erfolgt eine leichte Abnahme der N-Gehalte der Kontrollbeutel und der Cd II-Beutel. Interpretierbare Trends sind nicht zu erkennen.

b. Mittलगazestreubeutel (Tab. 17)

Auch bei den Mittलगazebeuteln ist die Entwicklung der Stickstoffgehalte in der verschiedenen kontaminierten Streu unterschiedlich. Die N-Gehalte in den Cd II-Beuteln nehmen zu, die der Cd I-Beuteln zuerst zu dann aber ab, und die der Kontrollbeutel bleiben annähernd gleich.

c. Grobgazestreubeutel (Tab. 17)

Bei den Grobgazebeuteln liegen die Stickstoffgehalte der einzelnen Kontaminationstypen an den einzelnen Probeentnahmetagen dicht beieinander (5,3 - 5,8) und lassen keine interpretierbare Tendenz erkennen.

Da wie bei den C-Gehalten die gefundenen *r e l a - t i v e n* Stickstoffwerte sich auf stark unterschiedliche Reststreubiomassen beziehen, wurden auch hier die *a b s o l u t e n* N-Gehalte für die jeweiligen Reststreubiomassen ermittelt und miteinander verglichen.

Die absoluten Stickstoffgehalte verändern sich während der Exposition wie folgt:

a. Feingazestreubeutel (Abb. 15, Tab. 19)

Die N-Gehalte der Kontrollbeutelstreu liegen über den gesamten Auslegezeitraum niedriger als die N-Gehalte der kontaminierten Streu. Dies ist auf die höhere Reststreubiomasse in den kontaminierten Streubeuteln zurückzuführen. Signifikant höher liegen die N-Gehalte der Cadmium kontaminierten Streubeutel, allerdings nur am 31. Dekompositionstag. Eine Abnahme der N-Gehalte zwischen dem 31. und 76. Expositionstag war nicht zu erwarten, da sich das Reststreugewicht auch nicht reduzierte.

Tab. 19: Reststreubiomassen nach verschiedenen Expositionszeiten u. die absoluten Stickstoffgehalte in der Reststreu.

(T1, T2, T3 = Reststreuemengen nach 31, 54 u. 76 Tagen. N1, N2 u. N3 = absolute Stickstoffgehalte nach 31, 54 u. 76 Tagen.)

Beuteltyp	T1(g)		T2(g)		T3(g)		N1(mg)		N2(mg)		N3(mg)	
	$\bar{x}$	s	$\bar{x}$	s	$\bar{x}$	s	$\bar{x}$	s	$\bar{x}$	s	$\bar{x}$	s
Kontrolle												
Feingaze	2,6*	0,2	2,6	0,3	2,7	0,3	150	12	156	18	154	17
Mittelgaze	2,4	0,0	2,4	0,2	1,9	0,0	132	0	134	9	106	0
Grobgaze	2,3	0,2	2,0	0,5	1,7	0,3	131	12	112	28	95	17
Cd I												
Feingaze	3,4	0,3	3,4	0,6	3,3	0,4	194	17	194	34	184	22
Mittelgaze	2,8	0,2	2,9	0,2	2,5	0,3	151	11	171	12	145	17
Grobgaze	2,8	0,2	2,7	0,3	2,4	0,2	148	11	151	17	137	11
Cd II												
Feingaze	3,5	0,3	3,8	0,3	3,8	0,4	182	16	220	17	217	10
Mittelgaze	3,7	0,3	3,2	0,4	3,2	0,0	196	16	179	21	192	0
Grobgaze	3,5	0,4	3,3	0,4	3,4	0,4	189	21	191	24	194	22

* Feingazebiomassen sind auf 10g Einwaage bezogen

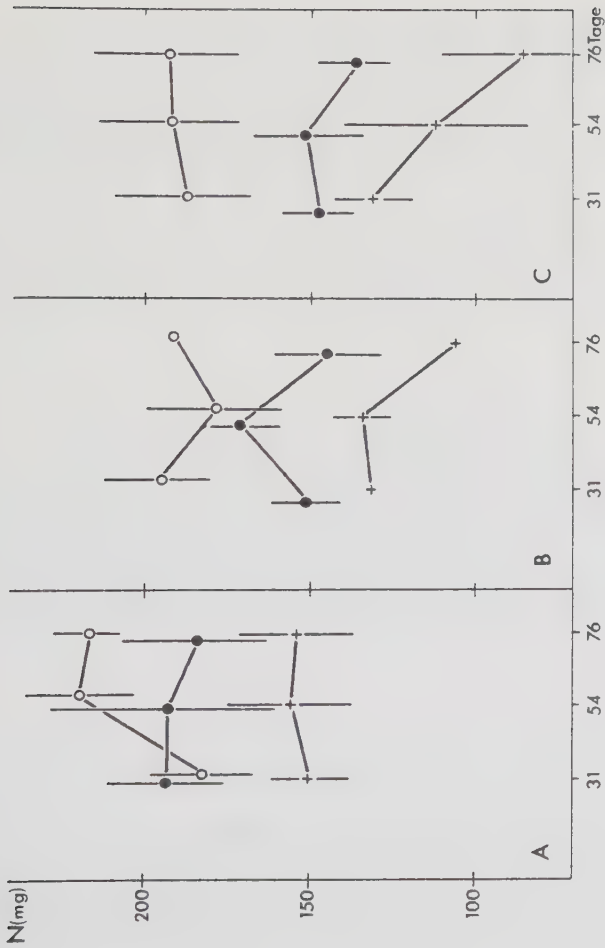


Abb. 15: Absolute Stickstoffgehalte der Solidago-
streu nach verschiedenen Expositionszeiten.

A = Feingazebeutel, B = Mittelgazebeutel,
C = Grobgazebeutel, + = Kontrollen, • =
Cd I-Parzellen mit 1 g/m^2 , o = Cd II-
Parzellen mit 5 g/m^2

b. Mittelgazestreubeutel (Abb. 15, Tab. 19)

Bei den Mittelgazestreubeuteln sind die N-Gehalte der kontaminierten Streu über die gesamte Expositionszeit signifikant höher als die N-Gehalte der Kontrollbeutelstreu.

Sowohl in den Kontrollstreubeuteln als auch in den Cd I-Beuteln nimmt der N-Gehalt vom 54. Auslegetag aufgrund der Streugewichtsreduktion ebenfalls ab.

c. Grobgazestreubeutel (Abb. 15 Tab. 19)

Die N-Gehalte der Grobgazestreubeutel, insbesondere der Cd II-Streubeutel, lassen sich auch aufgrund der höheren Reststreubiomassen in den kontaminierten Streubeuteln klar von den N-Gehalten der unbelasteten Streu abgrenzen.

Zusammenfassung der Ergebnisse zum Stickstoffgehalt

Die relativen N-Gehalte der Solidagostreu in den Grob-, Mittel- und Feingazestreubeuteln und Kontaminationsvarianten verändern sich während der Dekomposition, ebenfalls wie die Kohlenstoffgehalte, nur mit unregelmäßiger Tendenz. Zwischen den Kontaminationsstufen und Beuteltypen gibt es keine signifikanten Unterschiede, wie sie eigentlich erwartet wurden.

Das nahezu Gleichbleiben der relativen N-Gehalte widerspricht allerdings den Befunden von Anderson (1973, 1977), Cragg et al. (1977), Lousier & Parkinson (1978)

und Mac Lean & Wein (1978), die bei Streuabbauversuchen in litter-bags einen Anstieg des relativen N-Gehaltes in der Streu fanden. Sie führen dies auf N-Fixation der Mikroorganismen, Tierkot und Eintrag durch Niederschläge zurück.

Der Widerspruch kann möglicherweise dadurch entkräftet werden, daß die ausgelegte Solidagostreu einen optimalen N-Gehalt (ca. 5,5 %) für mikrobielle Besiedlung hatte. Die ausgelegte Streu hatte nicht den normalen Alterungsprozeß an der Pflanze durchgemacht, sondern war im Mai geerntet worden.

Nach Schäfer & Werner (1979) unterliegt der N-Gehalt der Solidagoblätter einer starken saisonalen Dynamik. Im Mai beträgt nach ihren Untersuchungen der N-Gehalt 4,1 %. Die im Herbst abfallende Solidagostreu hat dagegen nur einen N-Gehalt kleiner 1 % TG.

Die Solidagopflanze verlagert den Blattstickstoff in die Rhizome und vermeidet damit allzu große Stickstoffverluste.

4.1.2.3.4

C:N-Verhältnis

Laubstreu wird von den Bodentieren nicht wahllos gefressen, sondern nach einer bestimmten - erstaunlicherweise für alle Primärzersetzer (Regenwürmer, Diplopoden, Asseln, Dipterenlarven, Schnecken, Collembolen und Milben) einheitlichen - Regel ausgewählt. Bevorzugt werden weiche Blattarten mit hohem Wasseraufnahmevermögen, die in der Regel auch einen hohen Stickstoffgehalt und ein niedriges Kohlenstoff - Stickstoff-Verhältnis aufweisen (Dunger 1983).

Im Verlauf des Abbauprozesses wird der Cellulose-, Protein- und Kohlenhydratgehalt der Streu reduziert. Dabei wird das Verhältnis von C:N in dem Maße vermindert, wie Stärke und andere Kohlenhydrate zu CO_2 und H_2O abgebaut werden. In der Streu bleiben vor allem Lignin, Proteine und Ausscheidungsprodukte der Fauna zurück, die Stickstoff enthalten.

Somit ist das abnehmende C:N - Verhältnis ein Maß für den Fortgang des Streuabbaues.

Die errechneten C:N-Verhältnisse aus den absoluten C- und N-Gehalten sind in Tab. 20 und in Abb. 16 dargestellt.

a. Feingazestreubeutel (Abb. 16, Tab. 20)

In den Feingazestreubeuteln ist in den Cd II-Beuteln vom 31. - 54. Expositionstag eine Abnahme des C:N-Verhältnisses zu erkennen, und danach erfolgt bis zum Versuchsende wieder eine Zunahme.

Die Cd I- und Kontrollbeutelstreu erfährt ab dem 31. Auslegetag nur eine minimale Veränderung des C:N-Verhältnisses, um bis zum 76. Dekompositionstag wieder anzusteigen. Alles in allem, den Stickstoff- und Kohlenstoffgehalten notwendigerweise folgend, ist dies keine interpretierbare Entwicklung des C:N Verhältnisses in den Feingazestreubeuteln.

Tab. 20: Kohlenstoff : Stickstoff - Verhältnis der Reststreu nach verschiedenen Expositionszeiten.

(1, 2, 3 = C:N - Verhältnisse nach 31, 54 u. 76 Tagen.)

	C:N	C:N	C:N
Beuteltyp	1	2	3
Kontrolle Feingaze	9,3	9,1	9,7
Mittelgaze	9,8	10,4	10,4
Grobgaze	9,9	9,8	9,5
Cd I			
Feingaze	9,8	9,8	10,3
Mittelgaze	10,6	9,9	9,7
Grobgaze	10,8	10,6	9,5
Cd II			
Feingaze	10,4	9,1	9,7
Mittelgaze	10,7	10,1	9,4
Grobgaze	10,6	9,9	9,3

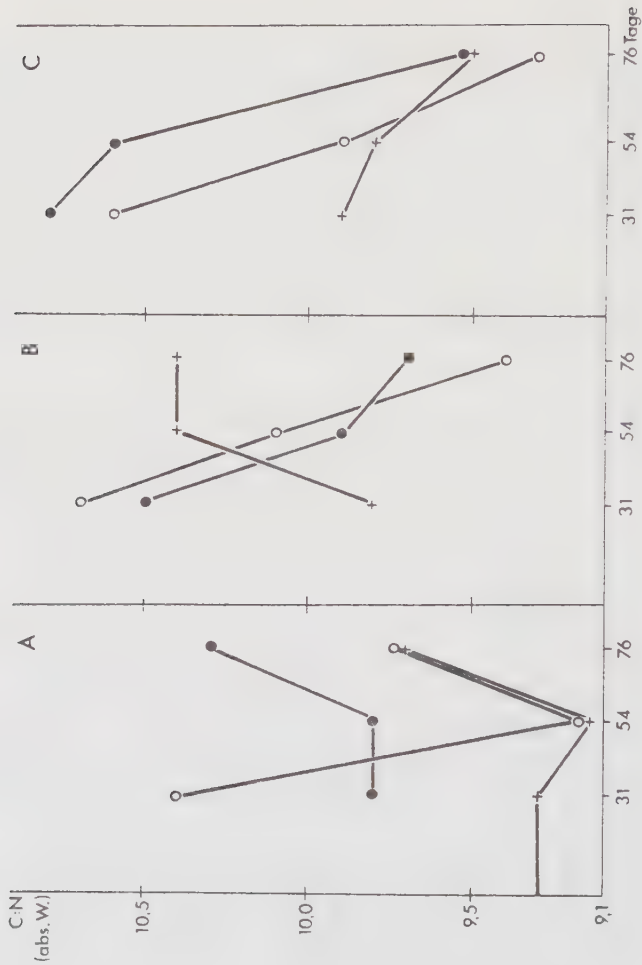


Abb. 16: Kohlenstoff : Stickstoff Verhältnis der Solidagostreu nach verschiedenen Expositionszeiten.

A = Feingazebeutel, B = Mittelgazebeutel, C = Grobgazebeutel, + = Kontrollen, ● = Cd I-Parzellen mit 1 g/m^2 , o = Cd II-Parzellen mit 5 g/m^2

b. Mittelgazestreubeutel (Abb. 16, Tab. 20)

Die Mittelgazestreubeutel zeigen für die Cd I - und Cd II - Streubeutel die erwartete Abnahme des C:N-Verhältnisses über die Expositionszeit. Die Kontrollbeutel haben allerdings auch hier eine indifferente Entwicklung der C:N - Werte.

c. Grobgazestreubeutel (Abb. 16, Tab. 20)

Bei den Grobgazebeuteln setzt sich die, bei den Kohlenstoffgehalten angedeutete, Abnahmetendenz fort. Alle Kontaminationstypen erfahren eine Reduktion des C:N-Verhältnisses.

Demnach wird der Kohlenstoff stärker abgebaut als der Stickstoff.

4.1.2.3.5 Cellulosegehalt

Ein wesentlicher Anteil der Zellwandsubstanz der höheren Pflanzen besteht aus Cellulose. Die Fähigkeit zum Celluloseabbau besitzen zahlreiche Mikroorganismen. Dazu gehören die Bakterien der Gattungen Clostridium, Bacillus u.v.a.m.

Cellulolytische Fähigkeit besitzen außerdem Actinomyceten der Gattung Streptomyces und andere Pilzarten, insbesondere die Basidiomyceten (Topp 1981).

Der Cellulosegehalt ist ein Maß für den Anteil von schwer abbaubaren Zellwandmaterialien an der Gesamtstreu.

Mit fortlaufender Zersetzung der Streu sollte der Cellulosegehalt abnehmen, da die Besiedlung mit Cellulose abbauenden Organismen auf dem Parzellenboden sicher stattfindet.

Der Verlauf der r e l a t i v e n Cellulosegehalte für die Grobgazebeutel der Kontroll- bzw. Cd-Streubeutel zeigt einen nicht erwarteten Verlauf (Tab. 17, Abb. 17). Nach 31 Expositionstagen liegen die beiden Kontaminationstypen noch auf gleichem Niveau (7,5 %). Zwischen dem 31. und 54. Dekompositionstag reduziert sich der Cellulosegehalt der Cd II-Streu auf 5,9 %, während der Cellulosegehalt der Kontrollbeutelstreu auf dem 7,5 % Niveau verbleibt.

Bei Versuchsende liegen die r e l a t i v e n Cellulosegehalte der Cd II - Grobgazestreubeutel immer noch signifikant unter denen der Kontrollgrogazestreubeutel.

Beim Vergleich der a b s o l u t e n Cellulosegehalte der Beutelstreu über die Expositionszeit wird deutlich, daß in den Cd II - Grobgazebeutel, aufgrund der höheren Reststreubiomassen, eine größere Cellulosemenge vorliegt, als in den Kontrollstreubeuteln (Tab. 21, Abb. 18).

So beinhalten z.B. am 54. Expositionstag die Kontrollgazestreubeutel 150 mg Cellulose, die Cd II-Streubeutel dagegen 194 mg Cellulose. Die Reststreubiomassen sind zu diesem Zeitpunkt in den Cd-Streubeutel im Mittel 3,3 Gramm, in den Kontrollstreubeutel allerdings nur 2,0 Gramm.

Dem Verhältnis der Reststreubiomassen in Cd II:K - von 1:1,7 steht ein Celluloseverhält-

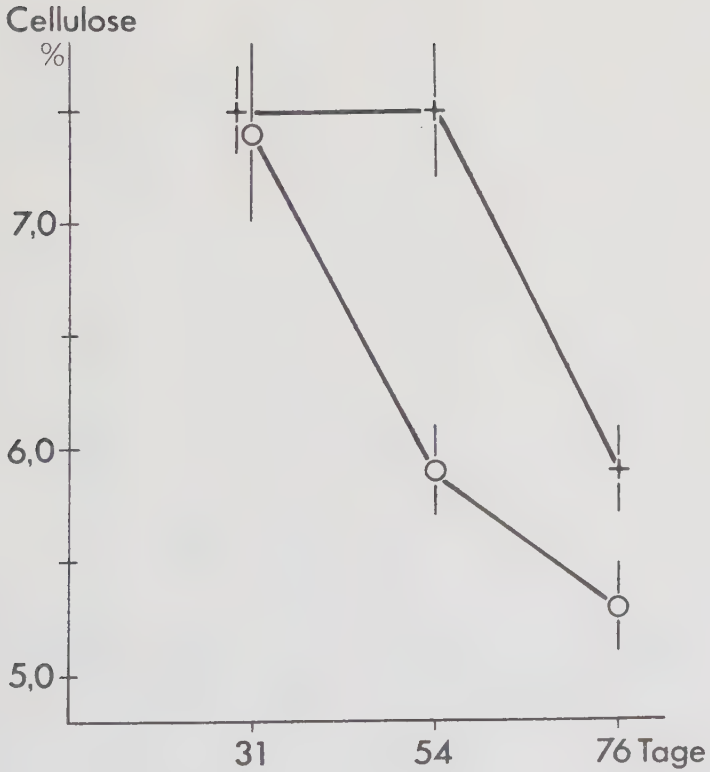


Abb. 17: Relative Cellulosegehalte in der Solidago-
streu der Grobgazebeutel nach verschiedenen
Expositionszeiten.

+ = Kontrollen, o = Cd II-Parzellen mit
5 g/m²

Tab. 21: Reststreu biomassen nach verschiedenen Expositionszeiten u. die absoluten Cellulosegehalte in der Reststreu.

(T1, T2, u. T3 sind die Reststreuungen nach 31. 54 u. 76 Tagen . C1, C2 u. C3 die absoluten Cellulosegehalte nach 31, 54 u. 76 Tagen in mg.)

Beuteltyp	T1(g)		T2(g)		T3(g)		C1(mg)		C2(mg)		C3(mg)	
	$\bar{x}$	s	$\bar{x}$	s	$\bar{x}$	s	$\bar{x}$	s	$\bar{x}$	s	$\bar{x}$	s
Kontolite Grobgaze	2,3	0,2	2,0	0,5	1,7	0,3	172,5	4,6	150,0	6,0	100,3	3,4
Cd II Grobgaze	3,5	0,4	3,3	0,4	3,4	0,4	259,0	14,0	194,0	7,3	180,2	6,2

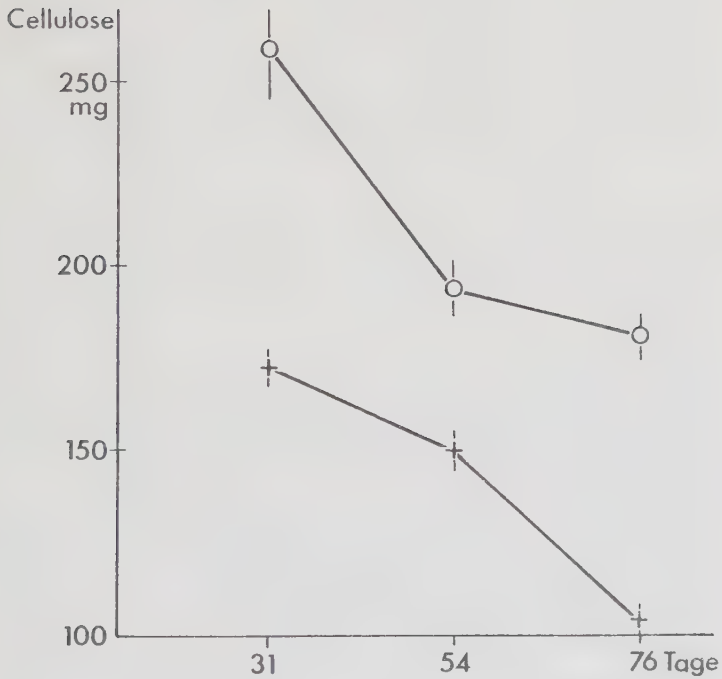


Abb. 18: Absolute Cellulosegehalte in der Solidago-
streu der Grobgazebeutel nach verschiedenen
Expositionszeiten.

+ = Kontrollen, o = Cd II-Parzellen mit
5 g/m²

nis von 1:1,3 gegenüber. Dem leicht verringerten Cellulosegehalt der Kontrollbeutelstreu steht eine massiv größere Reststreubiomasse in Cd II gegenüber. So liegen die r e l a t i v e n Cellulosegehalte der Cd II-Streubeutel niedriger als die r e l a t i v e n Cellulosegehalte der Kontrollstreubeutel, obwohl die Cellulosegehalte der Cd II-Streubeutel absolut gesehen höher sind.

Die Cellulosegehalte der Cd II-Streubeutel sind über den gesamten Auslagezeitraum signifikant höher, als die der Kontrollstreubeutel.

Abschließend kann gesagt werden, daß die erwartete unterschiedliche Dynamik der r e l a t i v e n Streuinhaltsstoffwerte in verschieden mit Cadmium belasteter Streu nicht eingetreten ist.

Während der Dekomposition verändern sich die r e l a t i v e n Gehalte der Solidagostreu nur minimal. Sie sind nicht signifikant abzusichern.

Zwischen den Kontaminationsstufen und Beuteltypen gibt es kaum Unterschiede.

Eine bessere Interpretationshilfe bieten die a b s o l u t e n Gehalte. Sie zeigen nämlich eindeutig, daß in den kontaminierten Streubeuteln, in denen die Streu langsamer abgebaut wird, auch jeweils höhere Gehalte an Kohlenstoff, Stickstoff und Cellulose zurückbleiben.

4.1.2.4 Auswirkung von Cadmium auf die Mesofaunabesiedlung der Streubeutel

Die in diesem Bereich bearbeitete Fragestellung war, ob die Mesofauna und dort bestimmte Gruppen die kontaminierten Streubeutel in einer anderen Weise besiedeln, als die unkontaminierten Beutel.

Nach dem Austreiben der Mesofauna zeigt sich, daß die Besiedlung der Streubeutel nach ca. 1 Monat beginnt (Abb. 19, 20, 21, Tab. 22). Dies ist auch nicht verwunderlich, da die Bodenmesofauna gut entwickelt ist.

Orientierende Untersuchungen zeigten für die Kontrollparzellen folgende Mesofaunabesiedlungsdichten. (Stand Juli 1982, persönliche Mitteilung Prof. Dr. G. Weigmann)

Milben insgesamt	>80.000 Ind./m ²
davon Oribatiden	25.575 "
Collembolen	36.183 "

wobei die Oribatidenfauna (ca. 31 Arten) auf dem gesamten Gelände durch die dominanten Arten

Tectocepheus sarekensis
Brachychthonius spec.
Scheloribates latipes

und die Collembolenfauna (ca. 20 Arten) ebenfalls auf dem gesamten Gelände durch die dominanten Arten

Tullbergia krausbaueri
Folsomia fimetaria

Tab. 22: Absolute Fangzahlen der Mesofaunagruppen aus den Grobgazestreubeuteln während der Freilandexposition.

(T1, T2, T3 = nach 31, 54 u. 76 Tagen ; Fangzahlen beziehen sich auf 10 Streubeutel pro Termin.)

Mesofaunagruppe	Kontrolle			Cadmium I			Cadmium II		
	T1	T2	T3	T1	T2	T3	T1	T2	T3
Oribatida									
juvenil u. adult	5	105	356	6	22	84	17	5	63
Gamasina	-	26	62	1	1	33	-	2	43
Collembola	1	74	97	2	-	25	1	-	2
Prostigmata	3	2	3	1	41	210	1	4	1004
div. Arthropoda	11	11	16	12	19	19	5	4	15

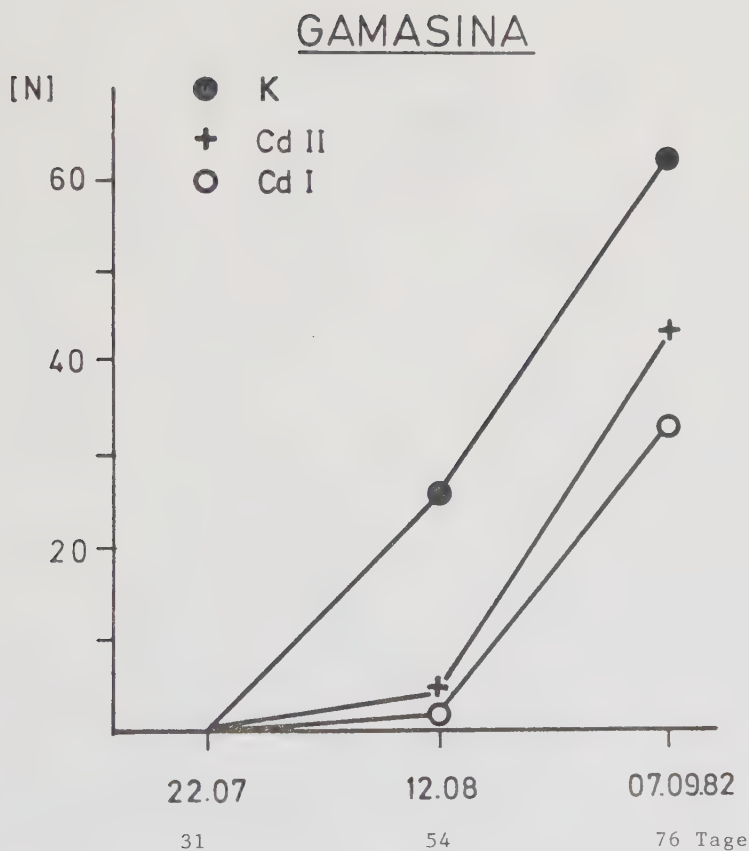


Abb. 19: Besiedlung der Grobgazestreubeutel durch Gamasinen nach verschiedenen Expositionszeiten.

Die angegebenen Abundanzen beziehen sich jeweils auf 10 Streubeutel pro Termin

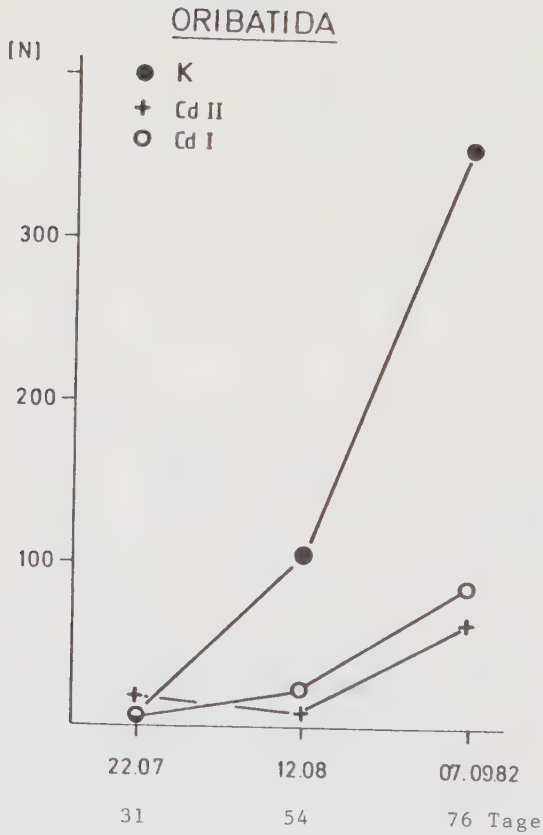


Abb. 20: Besiedlung der Grobgazestreubeutel durch Oribatiden nach verschiedenen Expositionszeiten.

Die angegebenen Abundanzen beziehen sich jeweils auf 10 Streubeutel pro Termin

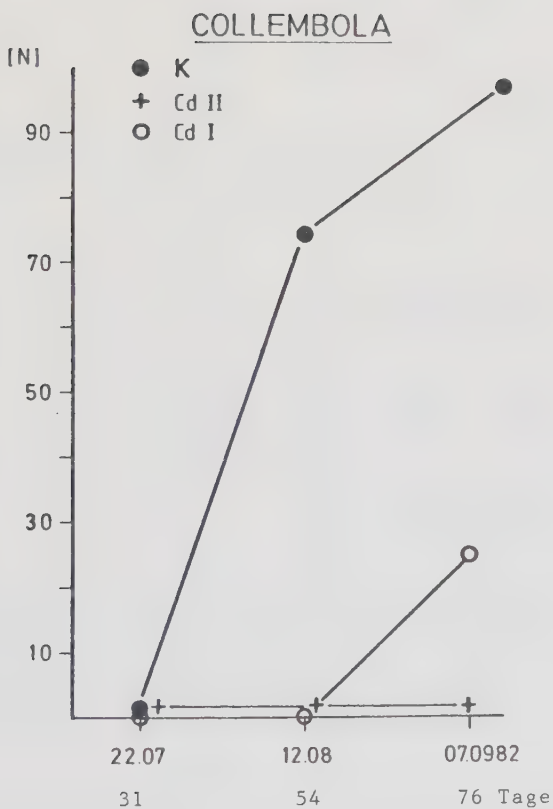


Abb. 21: Besiedlung der Grobgazestreubeutel durch Collembolen nach verschiedenen Expositionszeiten.

Die angegebenen Abundanzen beziehen sich jeweils auf 10 Streubeutel pro Termin

Isotoma notabilis

Isotoma viridis

Lepidocyrtus lanuginosus

gekennzeichnet ist.

Die Besiedlung der Streubeutel durch die Kleinarthropoden war in den Cadmium kontaminierten Beuteln stark vermindert (Abb. 19, 20, 21).

Von den Collembolen, Oribatiden und Gamasinen werden die unkontaminierten Streubeutel immer signifikant stärker besiedelt als die Cd I - und Cd II - Streubeutel. Nur die Prostigmaten Milben erfahren in den Cd II - Beuteln eine Massentwicklung und sind auch in den Cd I - Streubeuteln abundant. In den Kontrollgazebeuteln kommt es zu keiner starken Besiedlung durch die Prostigmaten Milben.

Berücksichtigt man allerdings die Reststreubiomassen in den Streubeuteln z.B. am 76. Auslegetag und berechnet die Gesamtindividuenzahl, also alle darin befindlichen Tiere, so wird die drastische Besiedlungssituation der kontaminierten Beutel etwas günstiger (Tab. 23).

Wie aus Tab. 23 ersichtlich, enthalten am 76. Auslegetag die Kontrollbeutel in 1 g Reststreu 31 Tiere. Die Cd II-Streubeutel beinhalten aber aufgrund der explosionsartigen Besiedlung der Prostigmaten Milben in 1 g Reststreu auch 33 Tiere.

In den Cd I - Streubeuteln liegt die Besiedlungsdichte pro Gramm Reststreu allerdings nur bei 17 Individuen.

Tab. 23: Absolute Fangzahlen der Mesofaunagruppen aus **den** Grobgazestreubeuteln nach 76 Tagen Freilandexposition u. die jeweiligen Reststreubiomassen (BM).

(Die Fangzahlen geben die Summe aus 10 Streubeuteln an.)

Beuteltyp	BM (g)	n	Coll.	Orib.	Gamas.	Prostig.	div. Arth.
Kontrolle Grobgaze	17	534	97	356	62	3	16
Cd II Grobgaze	34	1127	2	63	43	1004	15
Cd I Grobgaze	24	371	25	84	33	210	19

Das ist nahezu die Hälfte wie zur gleichen Zeit in den Kontrollgazestreubeuteln.

Somit ist die in den Abbildungen 19, 20 und 21 für die einzelnen Mesofaunagruppen gezeigte unterschiedliche Besiedlungstendenz auch für die Gesamtbesiedlung gültig.

4.1.3 Zeitliche Dynamik der Cadmiumgehalte in kontaminierten Parzellen

4.1.3.1 Einfluß der Parzellenvegetation auf die räumliche Verteilung des Cadmiums

Bei diesem Versuchsansatz sollte geklärt werden, welchen Einfluß die Vegetation der Parzellen auf die Verteilung des Cadmiums hat. Um also zu ermitteln, wieviel Cadmium aus der Sprühlösung in der Vegetation abgefangen wird, wurden Petrischalen mit Filterpapier auf dem Parzellenboden vor dem Besprühen ausgestellt. Diese erlaubten es, die mittlere Cd-Menge, die die Bodenoberfläche erreicht, zu ermitteln.

So zeigten die Analysen der Petrischalen mit den Filterpapiereinlagen, daß bei der niedrigen Aufwandddosis Cd I = 100 $\mu\text{g Cd/cm}^2$ im Mittel $36 \pm 16 \mu\text{g Cd/cm}^2$ (= 36 %) den Boden erreichen (Tab. 24).

Bei der höheren Anwendungsdosis Cd II = 500 $\mu\text{g Cd/cm}^2$ erreichten sogar nur im Mittel $145 \pm 155 \mu\text{g Cd/cm}^2$ (= 29 %) den Boden (Tab. 24).

Tab. 24: Cadmiumkonzentration ($\mu\text{g}/\text{cm}^2$ TG.) in dem Filterpapier auf der Bodenoberfläche direkt nach der Cd-Applikation.

(Cd I = $100\mu\text{g}/\text{cm}^2$, Cd II = $500\mu\text{g}/\text{cm}^2$)

Probe		Cd I	Cd II
	1	59,92	161,08
	2	48,37	158,32
	3	36,31	126,56
	4	32,60	116,10
	5	19,88	101,41
	6	16,38	56,70
	$\bar{x}$	35,58	145,00
	s	16,62	155,00
% appl. Cd.		36,00	29,00

Die dargestellten Meßwerte machen deutlich, daß bei einer Applikation über einer dichten Vegetationsschicht zwischen 64 und 71 % der ausgebrachten Cadmiumlösung abgefiltert werden.

Die starke Kontaminationsheterogenität (Standardabweichung Cd II >100 %) führt zu einer inhomogenen Verteilung des Cadmiums in den Versuchsparzellen.

4.1.3.2 Cadmiumdynamik auf und im Parzellenboden

In diesem Versuchsansatz sollte untersucht werden, wie sich das ausgesprühte Cadmiumnitrat über die einzelnen Bodenhorizonte im Laufe der Zeit verteilt.

Die Cadmiumanalysewerte stellen nicht den Gesamtcadmiumgehalt des Bodens dar, sondern sie sind nur die mit EDTA extrahierbaren Anteile.

Die Bestimmung der Cadmiumrückstände im Boden macht deutlich, daß es direkt nach der Applikation zu einem starken Ansteigen der Cadmiumgehalte, die mit EDTA extrahiert werden können, im Oberboden kommt (Abb. 22, Tab. 25).

So steigt die Cadmiumkonzentration in dem 0-4 cm Bodenhorizont der Cd II-Parzellen von ursprünglich 0,5 µg/g TG Boden auf 38 µg/g TG Boden innerhalb von 48 Stunden an.

Im weiteren Verlauf der Vegetationsperiode kommt es in der ersten Woche nach der Applikation zu einer starken Abnahme der extrahierten Cadmiumgehalte. Dies

Fortsetzung Tab. 25:

Bodenhorizont	18.6	23.6	1.7	15.7	23.7	6.8	19.8	23.9	12.11.82	17.10.83
Cd II 0- 4cm	0,5	38,3	6,9	18,7	11,6	5,4	12,8	6,1	93,7	84,0
4- 8cm	0,5	8,5	1,0	1,0	0,6	0,6	1,0	-	-	4,0
8- 16cm	0,5	1,0	0,3	0,5	0,3	0,5	0,7	0,3	0,7	1,7
20- 30cm								0,3	0,1	
30- 40cm								0,1	0,1	
80-100cm									0,1	
K										
0- 4cm	0,5	0,5								
4- 8cm	0,5	0,5								
8- 16cm	0,4	0,5								

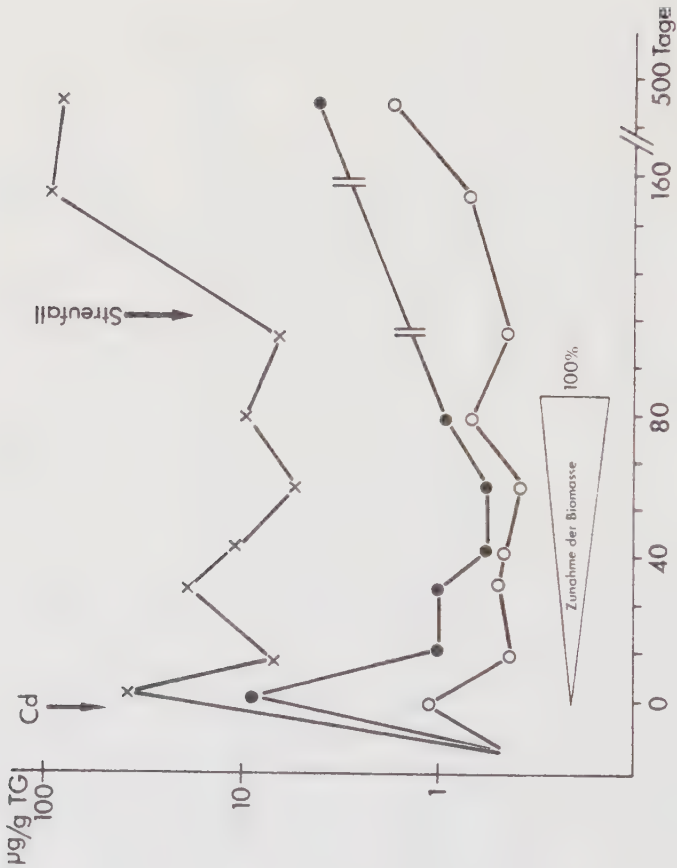


Abb. 22: Dynamik der EDTA extrahierbaren Cadmiumgehalte in verschiedenen Bodenhorizonten der Cd II-Parzellen während des Untersuchungszeitraumes.

+ = 0 - 4 cm, ● = 4 - 8 cm, o = 8 - 16 cm

kann wahrscheinlich durch die festere Bindung der Cadmiumionen an die organische Substanz des Bodens zum einen und zum anderen durch die Aufnahme des Cadmiums über die Solidagowurzeln erklärt werden.

24 Tage (15.7.82) nach der Cadmiumkontamination kommt es zu einem erneuten Maximum der extrahierbaren Cadmiumgehalte in dem 0-4 cm Horizont der Cd II-Parzellen. Dies kann mit dem Herunterwaschen der, wie in Kap. 4.1.3.1 gezeigten, großen Cadmiummengen von den Pflanzenoberflächen durch Regen erklärt werden. Zwischen dem 1. und 15. Juli 1982 fielen 3,6 mm Niederschläge, das entspricht 3,6 Liter pro m² in der Nähe des Untersuchungsgeländes (Abb. 2, Kap. 2.4).

Danach nehmen die extrahierbaren Cadmiumgehalte wieder ab. Gründe dafür können die oben erwähnten Prozesse der nicht extrahierbaren Adsorptionsanteile an die organische Substanz des Bodens und die Aufnahme der Cadmiumionen über die Pflanzenwurzeln sein.

Ab Mitte Oktober 1982 kommt es dann zu einem erneut starken Ansteigen der extrahierbaren Cadmiumgehalte im 0-4 cm Bodenhorizont.

Der Grund liegt im Einsetzen des jährlichen Streufalles von *Solidago gigantea* und *Solidago canadensis*. Wie in Kapitel 4.1.3.3 gezeigt wird, tragen die Blätter der Pflanzen zu diesem Zeitpunkt eine enorm hohe Cadmiumbelastung.

Zum Ende des Streufalles (Mitte November 1982) trägt der 0-4 cm Bodenhorizont in den Cd II-Parzellen eine extrahierbare Cd-Belastung von 94 µg/g TG Boden. Dieses Konzentrationsniveau bleibt bis zum Abschluß der Untersuchungen im Herbst 1983 erhalten.

Die Horizonte 4-8 und 8-16 cm der Cd II-Parzellen zeigen eine ähnliche Dynamik wie der 0-4 cm Bodenhorizont, nur in abgedämpfter Form (Abb. 22, Tab. 25). Die extrahierbaren Cadmiumgehalte der Cd I-Bodenhorizonte verläuft ähnlich wie in dem Cd II-Boden. Nur das zweite Maximum, 24 Tage nach der Cadmiumapplikation, wie in dem 0 - 4 cm Bodenhorizont in den Cd II-Parzellen gefunden, tritt in Cd I nicht auf (Abb. 23). Eine Ursache dafür kann die stärkere Adsorption der ausgesprühten Cd-Lösung in den Cd I - Parzellen sein, die ja in Cd I nur 1/5 so stark konzentriert war wie in Cd II, und dadurch fester an die Bindungsstellen der organischen Substanz gebunden wird.

Mehrmalige Cadmiumgehaltsbestimmungen in tieferen Bodenschichten ergaben, daß es nicht zu einer Cadmiumverlagerung kommt (Tab. 25).

Zur vollständigen Interpretation der Cadmiumverteilung in dem ruderalen Ökosystem sind die Cadmiumgesamtgehalte der Bodenhorizonte von großer Bedeutung.

Zur stichprobenartigen Bestimmung des Cadmiumgesamtgehaltes wurden deshalb Bodenproben, die 48 Stunden nach der Cadmiumapplikation im Freiland genommen wurden, mittels Königswasseraufschluß (HCl/HNO_3) und anschließender Inductively Coupled Plasma Spektrometrie (ICP) bestimmt (Tab. 26).

Die entsprechenden Cadmiumkonzentrationen nach EDTA-Extraktion im Atomabsorptionsspektrometer (AAS) gemessen, sind ebenfalls in Tab. 25 dargestellt. Beim Vergleich der EDTA-Extraktionswerte zu den Königswasseraufschlußwerten ergaben sich 1,3 - 2,4 fach höhere Cd-Gehalte nach der Königswasserbehandlung.

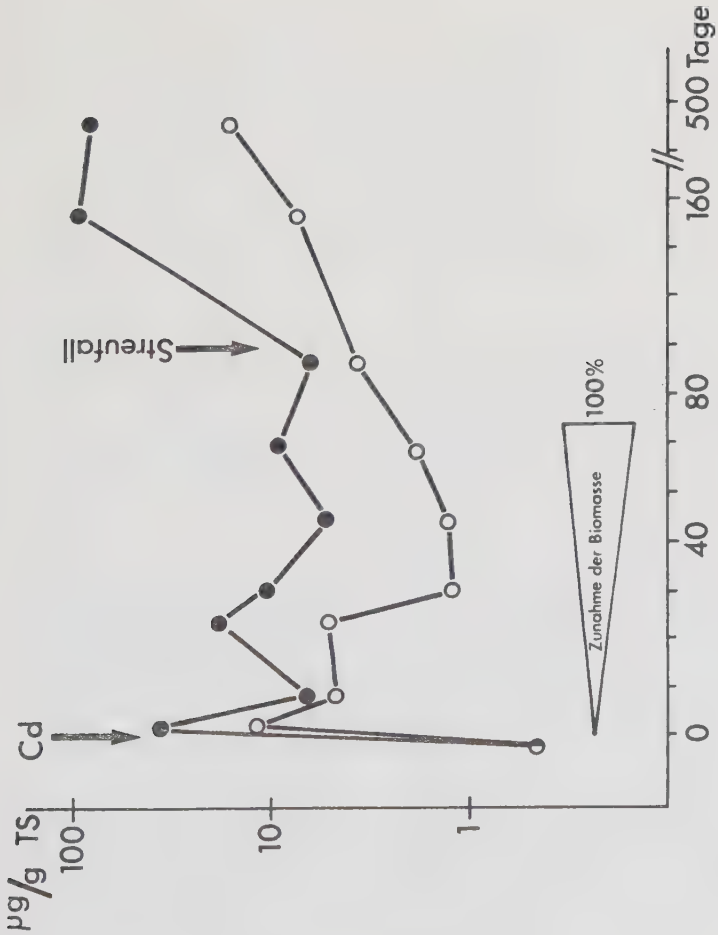


Abb. 23: Vergleich der Dynamik der EDTA extrahierbaren Cadmiumgehalte in den Oberböden der Cd I- u. Cd II-Parzellen während des Untersuchungszeitraumes.

o = Cd I-Parzellen mit 1 g/m², • = Cd II-Parzellen mit 5 g/m²

Tab. 26: Vergleich der Cadmiumkonzentrationen in Bodenproben nach EDTA-Extraktion und nach Königswasseraufschluß.

(A = EDTA-Extraktionswert, B = Königswasseraufschluß, B:A = Verhältnis Königswasseraufschluß : EDTA-Extraktion)

Bodenprobentyp	A		B		B : A
	(mg/kgTG.)		(mg/kgTG.)		
Kontrolle	0-4cm	0,5	1,2	2,4	
Cd I	0-4cm	12,6	22,7	1,8	
	4-8cm	0,4	0,8	2,0	
Cd II	0-4cm	38,3	55,5	1,5	
	4-8cm	8,5	10,8	1,3	

Somit ist das Verhältnis der EDTA-Extraktionswerte, die das organisch gebundene Cadmium repräsentieren, zu den Cadmiumgehalten, die durch Gesamtaufschluß gefunden wurden, auf ähnlichem Niveau, wie das von Hellriegel & Blume (1981) bestimmte. Hellriegel & Blume (1981), die den Cadmiumstatus von Berliner Pararendzinen untersuchten, fanden einen Verhältnissfaktor zwischen 2 und 3.

Wie schon in Kapitel 1.2.3, und 1.2.2 ausgeführt, können andere Schwermetalle die Adsorption des Cadmiums an die Bodenkompimente (organ. Substanz) stören. Auch die Pflanzenverfügbarkeit kann durch andere konkurrierende Schwermetalle begünstigt bzw. verringert werden.

Die Konzentrationen der anderen Schwermetalle in den Bodenhorizonten ist daher von einiger Wichtigkeit. In den Bodenproben, die 48 Stunden nach der Cadmiumapplikation im Freiland genommen wurden, fand neben Cadmium eine Bestimmung anderer Schwermetalle und Metalle mittels ICP statt.

Die gefundenen Gehalte sind in Tab. 27 dargestellt. Eine Bewertung der gefundenen Metallkonzentrationen kann am besten nach der Klärschlammverordnung (KSCHV) von 1982 erfolgen.

Auf landwirtschaftlichen Böden ist nach o.g. Verordnung eine Zinkkonzentration bis 300 mg/kg TG tolerierbar. Die gemessenen Zinkwerte, die die Gesamtgehalte darstellen, liegen im Parzellenboden mit 27-70 mg/kg weit unter den Empfehlungen.

Tab. 27: Schwermetall- und Metallkonzentrationen (mg/kgTG.) im Boden der Versuchspartzellen.

(Zeitpunkt der Probenentnahme = 48 Std. nach der Cadmiumapplikation, Analysemethode ICP)

Bodenprobentyp	Zn	Cu	Pb	Co	Cr	Fe	Mn	V	Ni	Al
Kontrolle 0-4cm	59	19	31	1,5	7,3	2986	191	7,3	3,6	2138
Cd I 0-4cm	50	7	32	1,5	7,4	3026	298	7,0	3,2	1916
4-8cm	27	6	17	1,6	6,3	2914	272	6,8	2,2	2064
Cd II 0-4cm	70	9	27	1,8	7,7	3828	281	7,6	3,1	2556
4-8cm	37	7	24	1,8	8,1	3613	288	8,0	2,7	2113

Das gleiche gilt für Kupfer; laut KSCHV (1982) bis zu einer Konzentration von 100 mg/kg TG erlaubt, ist es weit geringer in dem Boden konzentriert.

Das Element Blei, nach der KSCHV bis zu einer Konzentration von 100 mg/kg TG akzeptierbar, liegt bei einem Drittel dieses Wertes in dem Versuchsboden vor.

Die Konzentrationen der Elemente Chrom, Vanadium und Nickel erreichen nur einen sehr geringen Anteil, der nach der KSCHV zulässigen Maximalkonzentrationen. Nach der KSCHV liegt die maximale duldbare Bodenkonzentration für Chrom (Calciumchloridextraktion) bei 100 mg/kg TG, für Vanadium bei 50 mg/kg TG und für Nickel ebenfalls bei 50 mg/kg TG.

Zusätzlich sind in den Bodenproben, die 48 Stunden nach der Cadmiumapplikation im Freiland genommen wurden, einige wichtige Nährelemente mittels ICP bestimmt worden.

Diese, aus dem Königswasseraufschluß gewonnenen Konzentrationen, sagen aber wenig über die pflanzenverfügbaren Anteile der Nährelemente aus. So wird z.B. auch das Calcium, das alumosilikatisch an Feldspat gebunden ist, miterfaßt; pflanzenverfügbar ist es allerdings nicht.

Das gleiche gilt für die Elemente Natrium, ebenfalls zum Teil alumosilikatisch gebunden, Kalium, Magnesium, Bor und Phosphor.

Auf eine Bewertung der gefundenen Analysenwerte aus der Sicht der Pflanzenernährung wurde deshalb verzichtet.

Tab. 28: Konzentrationen wichtiger Nährmineralgehalte (mg/kgTG.) im Boden der Versuchspartzellen.

(Zeitpunkt der Probenentnahme = 48 Std. nach der Cadmiumapplikation, Analysemethode ICP)

Bodenprobentyp	Na	K	Mg	Ca	B	Li	P
Kontrolle	17,6	522	407	1436	6,8	2,0	327
Cd I	17,4	538	396	996	6,6	1,8	354
	4-8cm	311,0	314	481	5,8	1,8	348
Cd II	18,5	666	408	1185	7,2	1,9	371
	4-8cm	20,0	399	673	7,3	2,4	341

Die Analysenwerte sind in Tabelle 28 dargestellt.

4.1.3.3 Cadmiumdynamik in den Teilen der Solidagopflanzen und der Auflagestreu

In diesem Versuchsbereich sollte untersucht werden, wie sich das applizierte Cadmium in den einzelnen Pflanzenteilen, wie Blätter, Sproß, Blüten, Samen und Solidagostreu verteilt und ob es Zusammenhänge zwischen den Cadmiumgehalten der Pflanze und der Cadmiumdynamik im Boden gibt.

Die Analysenwerte, die nach Gesamtaufschluß der Pflanzenmatrix in der Tölg-Apparatur gefunden wurden, stellen die Cadmiumgesamtgehalte des jeweiligen Pflanzenteils dar.

In Abb. 24 ist die Belastungssituation für die Solidagoblätter, der Auflagestreu und der oberen Bodenhorizonte in den Cd II-Parzellen vor der Applikation des Cadmiumnitrates dargestellt.

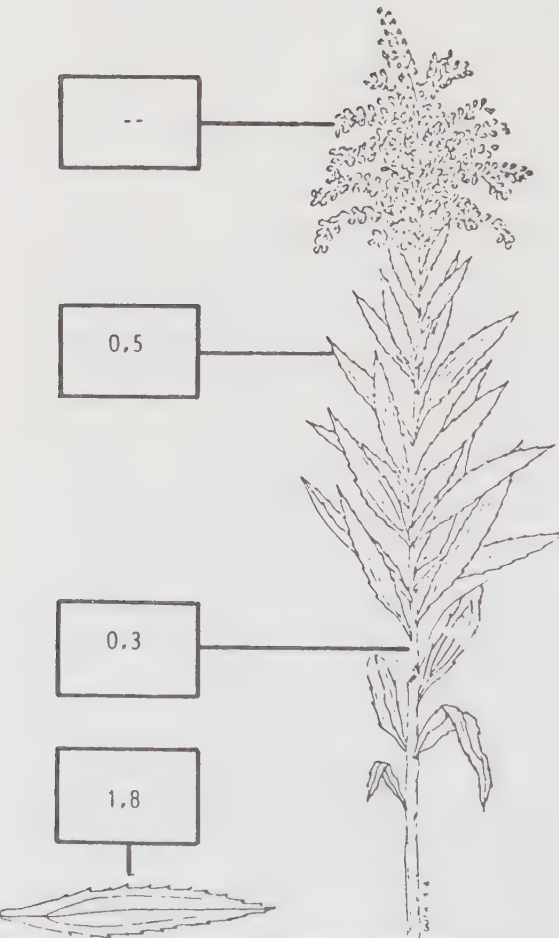
Wie schon bei den Parzellenböden gezeigt, erfahren auch die Solidagopflanzen und hier insbesondere die Blätter, eine enorme Cadmiumgehaltszunahme nach der Besprühung (Tab. 29, Abb. 25).

Vor der Kontamination haben die Solidagoblätter einen mittleren Cadmiumgehalt von 0,5 µg/g TG.

Dieser Wert entspricht den Ergebnissen von Cornelius & Faensen-Thiebes (1981), die katastermäßig eine Immissionsbelastung mit Cadmium im gesamten Berliner Stadtgebiet für Ruderalpflanzen in dieser Höhe feststellten.

Cd II 1. 6. 1982

ALLE KONZENTRATIONSANGABEN
IN $\mu\text{G}/\text{G}$ TG.



HORTISOL -	0 - 4 CM	0,5
PARARENZINA	4 - 8 CM	0,3
AUF TALSAND	8 - 16 CM	0,3

Abb. 24: Die Cadmiumbelastung verschiedener Öko-
systemkompartimente im ruderalen Ökosystem
vor der Cadmiumapplikation.

Tab. 29: Cadmiumkonzentrationen ($\mu\text{g/gTG.}$) in den Solidagoteilen nach Applikationen von Cadmiumnitrat zu verschiedenen Zeiten.

(Cd II = 5 g m² Aufwandmenge, Cd I = 1g/m², Blattgehalte aus 1983 u. 1984 stammen von Pflanzen aus der jeweiligen Vegetationsperiode; die Konzentrationsangaben sind die Mittelwerte aus jeweils 4 Parallelbestimmungen)

Probenotyp	1982				1983		1984	
	1.6.	23.6.	23.7.	23.9.	23.12.	23.9.	21.6	
Cd II Blätter	0,5	4110	472	1834	2782	18	19	
Sproß	0,3	160	25	93	202	-	26	
Blüte/Samen	-	-	-	14	600	-	-	
Cd I Blätter	0,5	420	49	98	184	4	4	
Sproß	0,3	-	15	-	-	-	8	
Blüte/Samen	-	-	-	1	18	-	-	

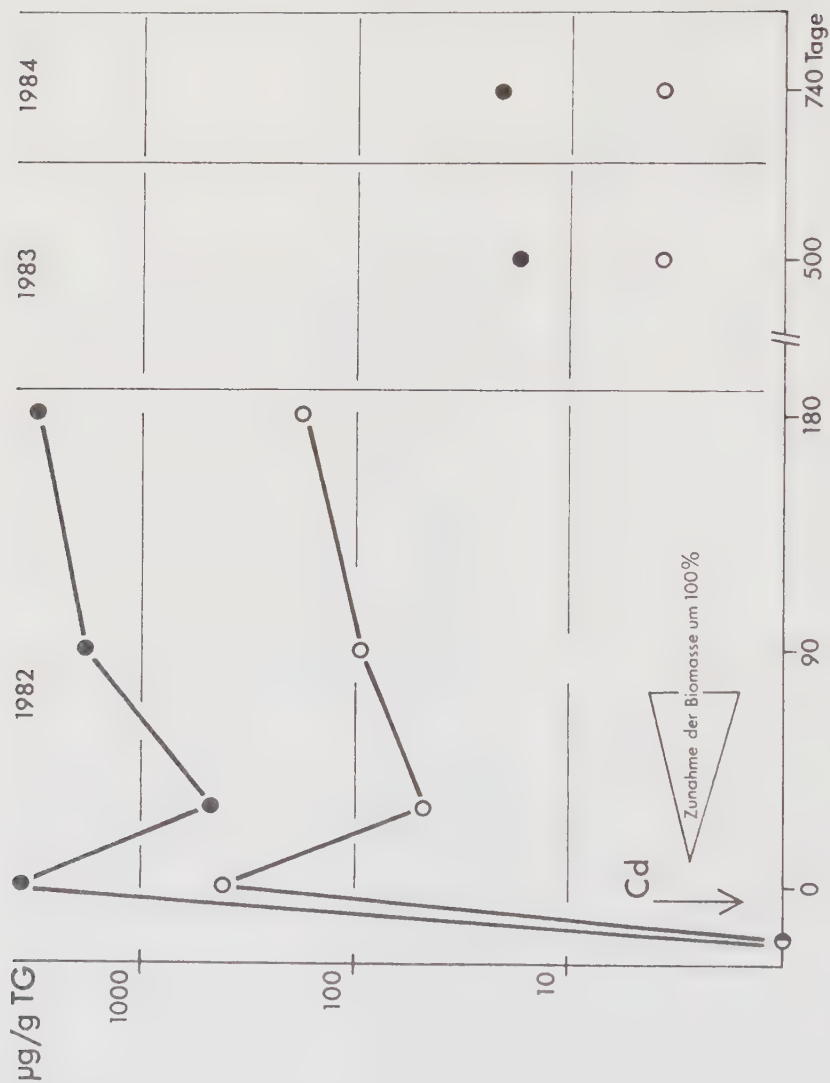


Abb. 25: Dynamik der Cadmiumgehalte in den Solidago-
blättern der Cd I- u. Cd II-Parzellen.

o = Cd I-Parzellen mit 1 g/m², • = Cd II-
Parzellen mit 5 g/m²

Die von Rebele & Werner (1984) veröffentlichten Cadmiumgehalte für Ruderalpflanzen auf Industriestandorten, liegen im Bereich von 0,34 - 2,57 µg/g TG.

48 Stunden nach der Spritzung weisen die Blätter, bei der hohen Aufwandmenge Cd II Cadmiumgehalte von 4110 µg/g TG auf. Die Solidagoblätter in der Cd I-Konzentrationsstufe tragen zu diesem Termin etwa nur 1/10 der Cadmiumgehalte der Cd II-Applikationsstufe.

Vier Wochen nach der Besprühung hat sich die Cadmiumkonzentration in beiden Anwendungsstufen stark verringert. In den Cd II-Parzellen tragen die Blätter eine Belastung von 472 µg/g TG und in den Cd I-Parzellen im Mittel 49 µg/g TG. Gründe für diese Reduktion der Cadmiumgehalte sind zum einen in der Bildung neuer Blätter bzw. Sproßabschnitte und damit einem Verdünnungseffekt durch Biomassenzuwachs (Die Zunahme der oberirdischen Solidagobiomasse betrug vom Juni 1982 - 15. Juli 1982 100 %), und zum anderen durch Abspülen des auf den Blattoberflächen anhaftenden Cadmiums. In der Zeit zwischen dem 23. Juni 1982 und dem 23. Juli 1982 fielen im Versuchsgelände circa 50 mm Niederschlag ($\approx 50 \text{ Ltr/m}^2$).

Mitte Juli 1982 sind die Solidagopflanzen voll entwickelt und der Rispenansatz bildet sich aus.

Ab dem 22. Juli 1982 (30 Tage nach der Applikation) steigt der Cadmiumgehalt der Blätter in beiden Aufwandmengen wieder an und erreicht am 20. Dezember 1982 ein erneutes Maximum, mit im Mittel von 2782 µg/g TG. Diese stark kontaminierten Blätter fallen dann im Laufe des Dezembers 1982 als Streu zu Boden.

Erneute Cadmiumkonzentrationsmessungen an den Solidago-
blättern, der 1983 und 1984 gewachsenen Pflanzen, zeigen
eine etwa gleichbleibende Cadmiumbelastung. In den
Cd II-Parzellen tragen die Blätter eine Cadmiumkonzen-
tration von 18 - 19 $\mu\text{g/g}$ TG und in den Cd I-Parzellen
von 4 $\mu\text{g/g}$ TG.

Diese Befunde zeigen, daß die Solidagopflanzen das
Cadmium aus dem Boden aufnehmen. Wenn man die Cadmium-
grundbelastung (Meßwerte von 1.6.82) mit 0,5 $\mu\text{g/g}$
TG ansetzt, tragen die Blätter der Cd II-Behandlungs-
stufe eine 36 fach höhere Cadmiumkonzentration und
die der Cd I-Stufe eine 8 fach höhere.

Die S o l i d a g o s p r o s s e (Tab. 29) zeigen
eine ähnliche Cadmiumdynamik wie die Blätter, jedoch
auf niedrigerem Konzentrationsniveau (Tab. 29). Bei
den Nachbestimmungen der Solidagopflanzen, die 1984
in den belasteten Versuchspartzellen wuchsen, waren
die Sproßcadmiumbelastungen bis zum zweifachen, im
Vergleich zu den Blättern aus 1984, erhöht. Dies könnte
auch ein Indiz für die Verlagerung des Cadmiums aus
dem Boden in die Solidagopflanzen sein. Auf dem Weg
des Cadmiums vom Boden durch die Wurzeln über den
Sproß zu den Blättern, baut sich ein Konzentrations-
gradient auf.

Die S o l i d a g o b l ü t e n (Tab. 29), am 30.
August 1982 waren 50 % der Pflanzen aufgeblüht, hatten
am 19. September in der Cd II-Konzentrationsstufe
bereits im Mittel 14 $\mu\text{g/g}$ TG Cadmium eingelagert.
Diese Blütenbelastung und erhebliche Stoffwechselak-
tivitäten der Solidagopflanze zur Samenbildung, führen
schließlich zu einer Cadmiumfracht der Samen im Mittel
auf 600 $\mu\text{g/g}$ TG (Tab. 29). In den Cd I-Pflanzen stei-

gert sich die Blütenkonzentration mit im Mittel von 1 µg/g TG auf im Mittel 18 µg/g TG im Samen.

Die *Solidagostreu* hatte vor der Kontamination (gefallen im Herbst 1981) einen mittleren Cadmiumgehalt von 1,8 µg/g TG (Tab. 30). Die im Kontaminationsjahr 1982 gefallene Streu trägt eine bedeutend höhere Cadmiumbelastung. In den Cd II-Parzellen ist die Streuauflage des Bodens mit im Mittel von 6193 µg/g TG belastet und in den Cd I-Parzellen im Mittel mit 467 µg/g TG. Diese Gehalte kommen durch eine Vermischung der bereits am Boden liegenden hoch belasteten Reststreu aus 1981 und der Streu die ebenfalls hochbelastet im Dezember 1982 von den Solidagopflanzen gefallen ist. Nach ca. 50 Tagen Bodenkontakt (von Dezember bis Februar) reduziert sich der Cadmiumgehalt sowohl der Streu in den Cd II-Parzellen, als auch der in den Cd I-Parzellen, um mehr als die Hälfte in der Cd II-Streu und um 30 % in der Cd I-Streu. Bis zum Herbst der darauffolgenden Vegetationsperiode 1983 (Oktober) bleiben die Cadmiumstreuergehalte auf hohem Niveau. In den Cd II-Parzellen liegt die Belastung im Mittel bei 1870 µg/g TG und in den Cd I-Parzellen bei 490 µg/g TG. Auch 2 Jahre nach der Cadmiumapplikation verändert sich die Belastungssituation der Streu nur geringfügig. Die Messungen für die Cd II-Parzellen erbrachten nochmals höhere Konzentrationswerte im Mittel mit 2830 µg/g TG. Die Cd I-Streu war etwas geringer als in 1983, nämlich im Mittel mit 181 µg/g TG belastet.

Die Streuschicht stellt somit in dem untersuchten Ökosystem, neben dem Oberboden, das Hauptdeponiekompartment dar (Kratz et al. 1983).

Tab. 30: Cadmiumkonzentrationen ($\mu\text{g/gTG.}$) in der Solidagostreu nach Applikation von Cadmiumnitrat.

(Cd II = 5g/m^2 Aufwandmenge, Cd I = 1g/m^2 ; die Konzentrationsangaben sind die Mittelwerte aus jeweils 4 Parallelbestimmungen)

	1982	1983	1984
Probentyp	<u>1.6.</u>	<u>11.2.</u>	<u>21.6.</u>
Cd II Streu	1,8	2053	2830
Cd I Streu	1,8	277	181
		467	490
			181

In Abb. 26 ist nochmals, ähnlich wie in Abb. 24, die Cd-Belastungssituation in den Cd II-Parzellen für die einzelnen Ökosystemkompartimente, für den Dezember 1982, also ein halbes Jahr nach der Applikation, dargestellt.

An das Ende dieses Kapitels wird im folgenden noch ein methodisches Ergebnis dargestellt.

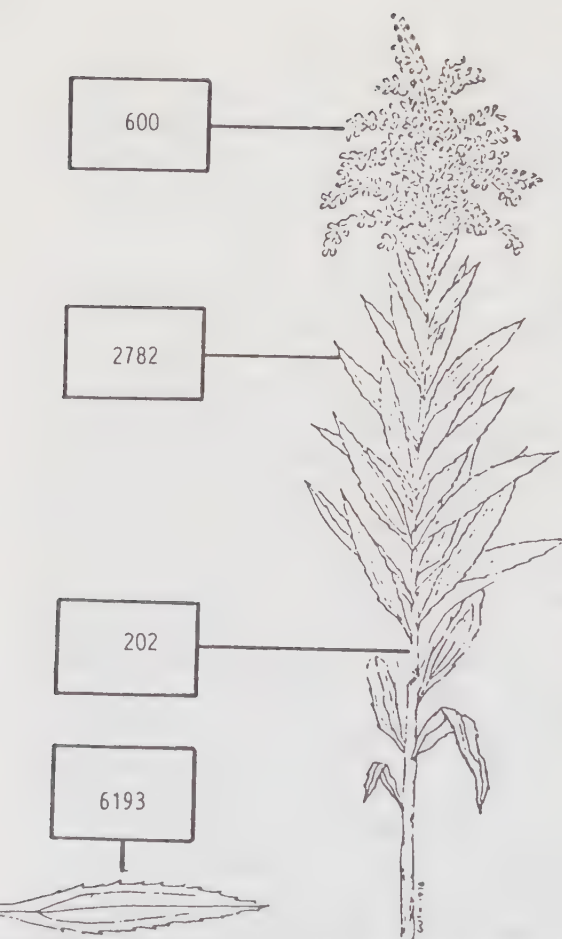
Oft wird die Aufschlußmethode zur Beurteilung der Meßwerte mit herangezogen. Zwei Aufschlußverfahren sind im Moment in vielen Analyselabors üblich. Das Naßaufschlußverfahren mit der Tölg-Bombe oder dem Büchi-Digestor und das Trockenaufschlußverfahren im Muffelofen und Vitriosiltiegel (s. Kap. 3.5). Um eine Vorstellung über die Effizienz der beiden Verfahren zu bekommen, wurde Solidagoblattmatrix sowohl mit dem Naßaufschlußverfahren (Büchi-Digestor) als auch mit dem Trockenaufschlußverfahren aufgeschlossen und anschließend im AAS mit Graphitrohr bestimmt.

In Tab. 31 sind die gefundenen Meßwerte dargestellt. Es wird deutlich, daß für die Elemente Cadmium und Blei der Trockenaufschluß die höheren Analysewerte erbringt. Es kommt somit bei Solidagoblattmatrix nicht zu Verlusten bei dem Trockenaufschluß.

Für das Element Kupfer ist allerdings die Naßveraschung der Pflanzenmatrix das bessere Aufschlußverfahren. Die Analysewerte für Chrom, Nickel und Zink fallen bei beiden Veraschungsmethoden gleich aus.

Cd II 23. 12. 1982

ALLE KONZENTRATIONSANGEBEN
IN $\mu\text{G}/\text{G}$ TG.



HORTISOL -	0 - 4 CM	93,7
PARARENDZINA	4 - 8 CM	-
AUF TALSAND	8 - 16 CM	0,7

Abb. 26: Die Cadmiumbelastung verschiedener Öko-
systemkompartimente im ruderalen Ökosystem
6 Monate nach der Cadmiumapplikation.
 $\text{Cd II} = 5 \text{ g}/\text{m}^2$

Tab. 31: Schwermetallkonzentrationen ($\mu\text{g/gTG.}$) in Solidagoblätter. Vergleich von Naß- mit Trockenaufschlußverfahren.

(Die Entnahme der Solidagoblätter erfolgte am 1.6.1982 auf dem Versuchsgelände in Berlin- Spandau. Die Meßwerte stellen Mittelwerte aus 4 Parallelmessungen dar.)

	Naßaufschluß						Trockenaufschluß					
	Cd	Pb	Cr	Ni	Cu	Zn	Cd	Pb	Cr	Ni	Cu	Zn
Kontrolle 1	0,6	13,7	1,1	2,6	178,3	115,0	0,8	14,5	1,2	2,2	147,6	111,4
2	0,6	13,8	1,3	2,5	172,0	115,0	0,7	15,8	1,4	2,6	141,1	114,4
3	0,7	13,8	1,2	2,6	169,9	114,0	0,7	14,9	1,3	2,0	143,9	111,5
4	0,6	14,0	1,2	2,7	176,6	120,2	1,0	17,3	1,3	2,2	156,2	113,6
5	0,6	14,3	1,1	2,4	169,7	115,4	0,8	14,5	1,2	2,1	140,4	109,4
$\bar{x}$	0,6	13,9	1,2	2,6	173,3	114,8	0,8	15,4	1,3	2,2	145,8	111,7
s	0,05	0,2	0,08	0,1	3,9	2,5	0,1	1,2	0,1	0,2	6,5	2,0
V(%)	7,2	1,7	6,6	3,8	2,3	2,1	16,4	7,7	6,4	10,0	4,4	1,8

4.1.4. Cadmiumwirkung auf die Masse der Streuauflage in den Untersuchungsparzellen

Neben der Wirkung des Cadmiumnitrats auf den Streuabbau in Gazebeuteln, wurde auch die Beeinflussung des Streuabbaues durch Cadmium auf den Parzellenböden mit in die Untersuchung einbezogen.

Streuauflage bedeutet Blattstreu und tote Stengel von *Solidago canadensis* und *Solidago gigantea*, die auf dem Boden liegen. Die stehenden Altstengel der *Solidago*-arten wurden beim Parzellenbau entfernt. Zum Probeentnahmetermin standen die Stengel vom *Solidago* aus der jeweiligen Vegetationsperiode noch in Wuchsform.

Die Bestimmung der Streuauflage erfolgte durch Entnahme von 10 Parallelproben pro Parzelle (s. Kap. 3.5.1). Die Biomassen der Streuauflage sind in Tab. 32 dargestellt.

Die nicht abgebauten Streuauflagemassen der Cadmium kontaminierten Parzellen sind sowohl im Februar 1983, als auch im Februar 1984, erheblich größer, als in den Kontrollparzellen (Abb. 27).

Auf den Hektar hochgerechnet bedeutet dies, daß auf den Cd II-Parzellen 1,5 - 1,8 t, den Cd I-Parzellen 1,5 - 1,7 t und auf den Kontrollparzellen 0,8 t Streuauflage zurückbleiben.

Schäfer & Werner (1979) geben für einen *Solidago*-bestand in Göttingen/Niedersachsen eine Blattstreubiomassee pro Jahr mit 2,5 t an.

Ökosystemare Bedeutung erlangen die Ergebnisse durch die Tatsache, daß Streuabbauhemmung unter Cadmiumein-

Tab. 32: Streuauflage (qTG.) in den Untersuchungsparzellen im Winter 1983 und Winter 1984.

(Probeentnahme T1 am 15.2.1983 u. T2 am 18.2.1984, Probegesamtfläche T1 = 639 cm² u. T2 = 710 cm², n = Anzahl der Parallelproben)

Parzellen	n	Spreuauflage			
		T1	S		T2
		$\bar{x}$	$\bar{x}$	s	$\bar{x}$ s
Cd II	9	11,2	±	2,6	9,4 ± 2,6
Cd I	10	9,5	±	2,3	10,8 ± 2,2
Kontrolle	10	5,1	±	1,5	5,3 ± 1,4

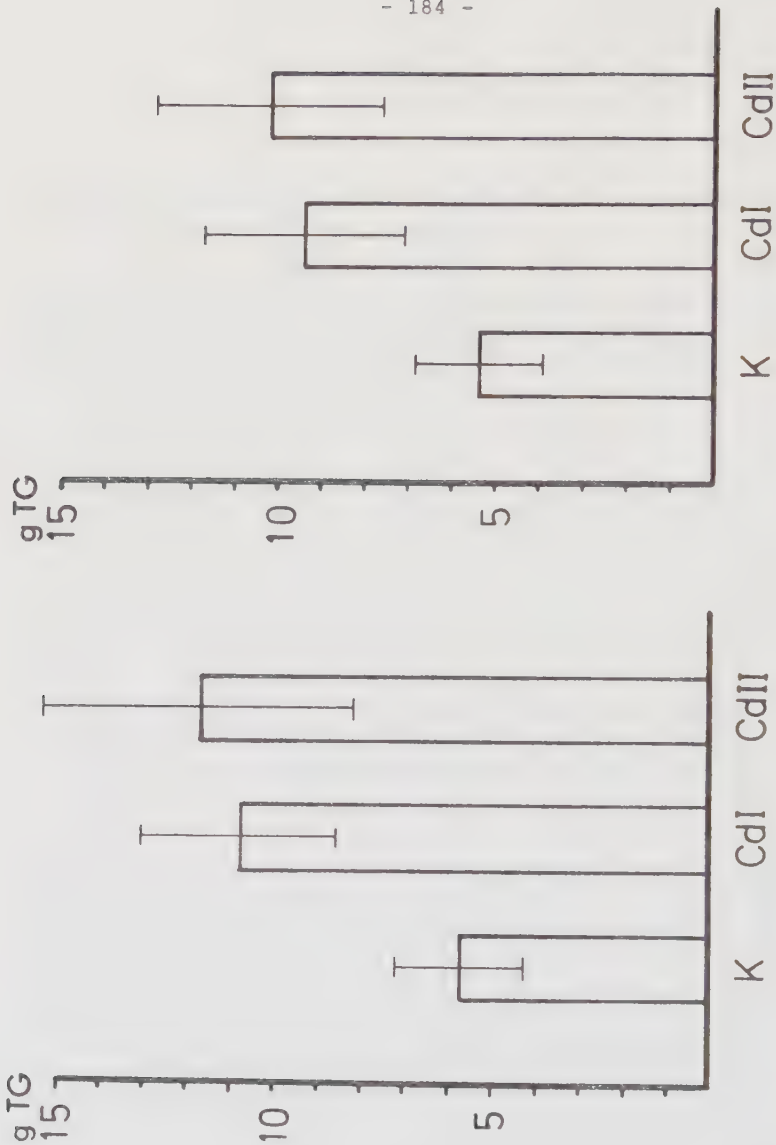


Abb. 2 : Reststreuungen auf den Parzellenboden.

links: Probeentnahmeterrnin 15.2.83,
Entnahmefläche 639 cm²
rechts: Probeentnahmeterrnin 18.2.84
Entnahmefläche 710 cm²
Cd I = 1 g/m², Cd II = 5 g/m²

fluß die Mineralisierung wichtiger Nährstoffe behindert und somit die Primärproduktion auf der Versuchsfläche langfristig reduziert wird.

4.1.5 Cadmiumakkumulation der Makrofauna in den Versuchspartzellen

Martin & Coughtrey (1975, 1976) zeigten, in der Umgebung einer Zinkschmelze, die Schwermetallbelastung verschiedener Invertebraten auf. Sie fanden hohe Belastungsniveaus der Tiere für Cadmium, Zink und Blei.

In der vorliegenden Untersuchung sollte auch die Akkumulation des applizierten Cadmiums in verschiedenen Invertebratengruppen bestimmt werden. Dazu wurden 11 Wochen nach der Cadmiumkontamination Regenwürmer (Lumbricidae), Schnecken (Mollusca), Asseln (Isopoda), Spinnen (Araneida), Käfer (Coleoptera) und Hundertfüßer (Chilopoda) mit Barberfallen und Handfängen den Versuchspartzellen entnommen.

Die Aufarbeitung der Tiere und die anschließende Cadmiumanalyse ist in Kap. 3.7 beschrieben.

Die in den Versuchspartzellen entnommenen Tiere tragen zum Teil erhebliche Cadmiumbelastungen (Tab. 33).

Die dominante und häufig vorkommende Schnirkelschnecke (*Cepaea nemoralis*), nimmt nach Literaturangaben als erwachsenes Tier zu 80 % tote Pflanzenteile auf, während die Jungtiere überwiegend phytophag sind (Zejfert nach Dunger 1983). Ich sah adulte *Cepaea-nemoralis*-Tiere oft an den vorjährigen *Solidagostengeln* sitzen, wo sie den "Bast" abraspelten.

Tab. 33:

Cadmiumkonzentration ($\mu\text{g}/\text{qTG}$) in Makroinvertebraten der Versuchspartzen.Die Ziffern in den nachgesetzten Klammern geben die Anzahl der Parallelbestimmungen an. $\text{Cd I} = 1\text{g}/\text{m}^2$ $\text{Cd II} = 5\text{g}/\text{m}^2$

Trophische Stufe	Kontrolle		Cadmium I		Cadmium II	
	$\bar{x}$	s	$\bar{x}$	s	$\bar{x}$	s
Phytophage						
Cepaea nemoralis	8,8	0,9 (3)	80,3	5,3 (2)	541,2	4,9 (2)
Gewebe	5,9	0,9 (3)	23,1	3,3 (2)	137,9	6,5 (2)
Gehäuse	3,7	0,5 (3)	-	-	-	-
Kot						
Omnivore						
Amara bifrons (Carab.)	1,1	0,2 (3)	9,0	1,2 (5)	-	-
Detritovore						
Lumbricidae						
Trachelipus rathkii (Isop.)	5,5	-	16,5	0,7 (3)	49,1	6,7 (3)
Parcellio scaber (Isop.)	8,7	1,0 (6)	266,9	11,2 (3)	425,2	18,1 (2)
		1,4 (5)	-	-	51,3	9,8 (3)

Fortsetzung Tab. 33:

Trophische Stufe	Kontrolle		Cadmium I		Cadmium II	
	$\bar{x}$	s	$\bar{x}$	s	$\bar{x}$	s
Carnivore						
Calathus fuscipes (Carab.)	2,2	0,1 (3)	3,3	0,1 (2)	-	-
C. melanocephalus (Carab.)	2,7	0,3 (3)	16,4	3,1 (2)	26,9	2,3 (2)
Pterostichus nigrita (Carab.)	-	-	43,4	1,0 (3)	-	-
Quedius molochinus (Staph.)	-	-	5,5	0,5 (3)	15,9	1,1 (3)
Lithobius forficatus (Chil.)	1,5	0,1 (3)	-	-	34,7	2,9 (3)
Trochosa terricola (Aran.)	6,6	2,6 (3)	-	-	47,0	15,8 (3)
Opilionida	6,4	0,3 (3)	-	-	-	-
Agelenidae	-	-	-	-	4,8	0,5 (3)

Beim Auswerten der Cadmiumbelastung zeigt *Cepaea nemoralis* eine nach Konzentration der Parzellen abgestufte Aufnahme des Cadmiums. Das Gewebe der Tiere aus den Kontrollparzellen war mit 8,8 mg/kg TG, das aus den Cd I-Parzellen mit 80,3 mg/kg TG und das aus den Cd II-Parzellen mit 541,2 mg/kg TG, belastet (Tab. 33). Hier ist kritisch zu fragen, ob die gefundenen Werte wirklich die Gewebebelastung widerspiegeln oder ob ein Anteil des Cadmiums noch aus nicht entleertem Darminhalt stammt.

Von den echten Detritivoren war *Trachelipus rathkii*, eine Art der Wiesen und Äcker, die am stärksten mit Cadmium belastete Art. In den Cd II-Parzellen liegt das Cadmiumniveau bei 425 mg/kg TG. Auch in den Cd I-Parzellen war die Cadmiumbelastung der Tiere mit 266 mg/kg TG recht hoch (Tab. 33). Dies erklärt sich wahrscheinlich daraus, daß die Parzellenwände für die Asseln, ähnlich wie für die Spinnen, keine echten Hindernisse darstellten.

Im Untersuchungsgelände wurde des Öfteren beobachtet, daß Asseln und Spinnen an den Oberkanten der Parzellenwände saßen und durch Aus- bzw. Einwanderung ein Faunenaustausch zwischen den Parzellen gegeben war.

Die mit der Formalinmethode gefangenen Lumbriciden, *Lubricus rubellus*, eine kleine azidotolerante, epigäische Streuart, und *Dendrobaena octaedra*, ebenfalls eine azidophile, epigäische Streuart, sind mit durchschnittlich 21 mg/kg TG in den Cd I-Parzellen und 49 mg/kg TG in den Cd II-Parzellen mäßig belastet (Tab. 33).

Andere untersuchte Invertebraten, die eine mengenmäßig

bedeutende Umsatzaktivität in den Untersuchungsparzellen aufweisen, zeigen verschiedene Cadmiumbelastungskategorien.

So zeigen die Laufkäfer (Carabidae) und Hundertfüßer (Chilopoden) als Vertreter der zoophagen Prädatoren niedrigere Cadmiumgehalte als die Detritusfresser (Asseln und Schnecken) (Tab. 33).

Es findet somit keine Anreicherung (B i o m a g -
n i f i k a t i o n) des untersuchten Elements in der Nahrungskette statt.

Auch Zöttl & Lamparski (1981), sowie Martin (1975) konnten dies für Cadmium in ihren ökosystemaren Untersuchungen nicht feststellen. Die niedrigen Cadmiumgehalte der Zoophagen können auch im Fraßverhalten der Tiere begründet sein. Meist wird nur ein Teil des Beutetiers konsumiert bzw. extratestinale Verdauung betrieben. Die niedrigeren Cadmiumgehalte der Laufkäfer könnten auch durch einen bei dieser Gruppe höheren Trockensubstanzanteil am Frischgewicht bedingt sein.

Neben den Cd-Konzentrationen in den Tieren wäre für eine ökosystemare Bilanzierung der Cd-Gehalt pro Fläche eine wichtige Größe. Biomassenuntersuchungen bzw. Populationsabschätzungen mittels Wiederfangmethode sind bis zum jetzigen Zeitpunkt nur unzureichend durchgeführt worden.

4.1.6 Versuch der Bilanzierung des applizierten Cadmiums

Die B i l a n z i e r u n g anhand der zur Verfügung stehenden Daten (Biomasse der Solidagoblätter, Sprosse, Böden, sowie Cadmiumkonzentrationen) erbringt für den Tag nach der Applikation gute Wiederfindungsraten (Tab. 34).

Bilanzierung am Beispiel der Cd II-Parzellen:

Es wurden am 22.6.1982 5 g Cadmiumnitrat/m² ausgesprüht.

Tab. 34: Bilanzierung der ausgesprützten Cadmiummengen ($\text{mg}/\text{m}^2 \text{ TG}$) mit den wiedergefundenen Cadmiummengen.

Cadmiumaufwandmenge Cd II = $5\text{g}/\text{m}^2$

Probetyp	gemessene Cadmiummenge	aufgewendete Cadmiummenge
Solidagoblätter	1233,0	
Solidagosprosse	48,0	
Bodenhorizont 0-4 cm	1685,2	
Bodenhorizont 4-8 cm	408,0	
Bodenhorizont 8-16cm	48,0	
Summe	3422,2	5000,0
% des appl. Cadmiums	68,4	100,0

a. Im Boden wurden folgende Cadmiummengen/m² wiedergefunden:

0-4 cm Horizont

40 dm³ Volumen mit einem spezif. Gewicht
($\rho = 1,1 \text{ kg/dm}^3$) und einem Cadmiumgehalt von 38,3 mg/kg TG = 1685,2 mg/m²

4-8 cm Horizont

40 dm³ Volumen mit einem spezif. Gewicht
($\rho = 1,2 \text{ kg/dm}^3$) und einem Cadmiumgehalt von 8,5 mg/kg TG = 408,0 mg/m²

8-16 cm Horizont

40 dm³ Volumen mit einem spezif. Gewicht
($\rho = 1,2 \text{ kg/dm}^3$) und einem Cadmiumgehalt von 1,0 mg/kg TG = $\frac{48,0 \text{ mg/m}^2}{2141,2 \text{ mg/m}^2}$
=====

Somit sind 42,8 % der applizierten Cadmiummenge 1 Tag nach der Aussprühung im Boden wiedergefunden worden.

b. In bzw. auf den Solidagopflanzen wurden folgende Cadmiummengen/m² wiedergefunden:

Oberirdische Solidagobiomasse am 23.6.82, betrug 600g/m²TG
(Bornkamm 1983)

Blattbiomasse 300 g/m² TG mit
4110 mg/kg TG = 1233,0 mg/m²

Sproßbiomasse 300 g/m² TG

mit 160 mg/kg TG = $\frac{48,0 \text{ mg/m}^2}{1281,0 \text{ mg/m}^2}$
=====

Die Summe aus dem Cadmiumgehalt der Bodenhorizonte plus die Summe der Cadmiumgehalte der Pflanzenteile ergibt 3422,2 mg/kg TG.

Dieser Cadmiumgehalt entspricht 68,4 % der applizierten Menge.

Die in dem Bilanzierungsversuch fehlenden Cadmiummengen (31,6 %) können zum einen durch die Extraktionsmethode mit EDTA bei den Bodenproben und zum anderen durch das Nichterfahren der Cadmiumgehalte der Wurzeln erklärt werden.

Wie in Kapitel 4.1.3.2 dargestellt, ist das Verhältnis des Cadmiumgesamtgehaltes zum extrahierbaren Cadmiumgehalt durch EDTA wie 2,4 - 1,3 : 1. Bei einem mittleren Verhältnis von 1:2,0 wäre die fehlende Cadmiumdifferenz von 1578 mg/kg TG weit ausgeglichen.

Hellriegel & Blume (1981), die den Cadmiumstatus Berliner Pararendzinen untersuchten, fanden, daß das Verhältnis eines Cadmiumgesamtaufschlusses zum EDTA-extrahierbaren Cadmiumgehalt bis zum Faktor 3 betragen kann.

Auf die Erfassung der Cadmiumgehalte der Solidagowurzeln wurde verzichtet, da durch die notwendigen Spülprozesse der Wurzeln mit einer erheblichen Auswaschung des Cadmiums zu rechnen war (Kratz & Weigmann 1984).

4.2 Laborversuche zur Wirkung von Cadmiumnitrat auf Glieder der Detritusnahrungskette

Zur Begründung der Durchführung der Laborversuche sei folgendes angemerkt. Die im Freiland gefundene Hemmung des Streuabbaues durch Cadmiumnitrat muß durch eine verringerte Streuabbauleistung der beteiligten Organismen begründbar sein.

Die Laborversuche nehmen nicht für sich in Anspruch die komplexe Struktur der Bodenbiozönose und deren Leistung zu imitieren. Denn das Dekompositionsgeschehen ist multifaktoriell bestimmt, so daß isolierte Labormessgrößen zu Leistungen und Reaktionen der Organismen nicht zur vollen Erfassung ihrer Rolle im Abbau-prozeß ausreichen.

Meßbar wird die Rolle der Bodenbiozönose durch Bilanzierung von überschaubaren Dekompositionsabläufen im Freiland, mit unterschiedlichem, experimentell manipuliertem Grad der Hemmung verschiedener Bodenfaunakomplexe.

Wie schon in Kap. 1.1 dargestellt, kann man im Freiland ökosystemare Parameter, die unter der jeweiligen Umweltchemikalie (Cadmium) um ein Niveau oszillieren, erfassen. Direkte Dosis-Wirkungsbeziehungen sind jedoch nur im Labor möglich, in dem andere Faktoren standardisiert bzw. konstant gehalten werden. Die Versuche wurden so angelegt, daß die toxische und subtoxische Potenz des Cadmiumnitrats für einzelne Species bestimmt werden konnte. Im Prinzip sind solche Untersuchungen für jede Art von Lebewesen durchführbar, die sich im Labor unter Versuchsbedingungen halten läßt. Probleme der Bewertung solcher Versuchsergeb-

nisse resultieren vor allem aus Fragen der Übertragbarkeit der Resultate an einer bestimmten Tierart auf andere Tierarten oder gar auf den Menschen, sowie der Übertragbarkeit von Laborergebnissen auf die Verhältnisse unter Freilandbedingungen. Die von mir ausgewählten Spezies sind in der Natur (ruderales Ökosystem) Glieder von Detritusnahrungsketten. Dort sind sie Träger von wichtigen Streuabbauprozessen. Ihre Auslöschung bzw. Schädigung kann sehr bedeutsame Konsequenzen für das störungsfreie Funktionieren des gesamten Ökosystems haben.

Zur Abschätzung der ökotoxikologischen Wirkung des Cadmiums werden toxikologische Laborversuche an wichtigen Arten angestellt, um das Schädigungspotential auf die Arten und die Wirkung auf Teilprozesse des biogenen Streuabbaus zu finden. Toxikologie ist hiermit also ein unverzichtbarer Aspekt der Ökotoxikologie.

Alle benutzten Organismengruppen, außer der Asselart *Armadillidium vulgare*, sind vom Umweltbundesamt (1983) als Testorganismen für Prüfungen nach dem Chemikaliengesetz vorgeschlagen worden. *Folsomia candida* (Coll.) wurde für Tests zur Langzeittoxizität (LC 50) in der Stufe 2 des Chemikaliengesetzes, sowie für akute Toxizitätstests (LC 50), vorgeschlagen.

Für *Eisenia foetida* (Lumb.) ist inzwischen eine OECD-Richtlinie erarbeitet, die den Kompostwurm sowohl für akute Toxizitätstests in der Grundstufe des Chemikaliengesetzes, als auch für die verlängerte Toxizität in Stufe 1 und die langfristige Toxizität in Stufe 2 des Chemikaliengesetzes vorsieht.

Die Auswahl der Arten erfolgte nach den von Iglish

(1981) aufgestellten Kriterien für Testorganismen in der Ökotoxikologie

1. Repräsentanz für Bodenbiozöosen
2. Bodenbiologische Bedeutung
3. Möglichkeit der Massenaufzucht

4.2.1 Laborversuche an *Folsomia candida* (Coll.)

4.2.1.1 Zur Biologie der Collembolen unter besonderer Berücksichtigung der Art *Folsomia candida* (Willem)

Die Collembolen sind kleine, 0,3 - 9 mm lange, zart-häutige Insekten. Ihren deutschen Namen "Springschwänze" verdanken sie der Sprunggabel, mit der sie beachtliche Sprünge ausführen können. Je nach Lebensformtyp unterscheidet man euedaphische, im eigentlichen Bodeninneren lebende Arten. *Folsomia candida* zeigt Charakteristika dieses Lebensformtyps:

Rückbildung von Pigmenten, wurmförmige Gestalt, Verkürzung der Beine und Fühler, Reduktion der Sprunggabel und Augenrückbildung.

Entgegengesetzte Tendenzen können bei den an der Erdoberfläche lebenden, epedaphischen Arten beobachtet werden: starke Pigmentierung, starke Ausbildung der Sprunggabel, der Beine und der Fühler und gut entwickelte Augen.

Die hemiedaphischen Formen nehmen eine Zwischenstellung ein.

Die überwiegende Zahl der Collembolen ist mesophil, bevorzugt also eine hohe relative Luftfeuchtigkeit (100 % RF).

Die stärkste Collembolenbesiedlung findet sich allgemein in der Vermoderungsschicht der Humusauflage und in der Humusschicht des Mineralbodens.

Die überwiegende Zahl der Collembolen weist kräftige Mandibeln, mit starken Zähnen am Ende und einer Reibplatte aus Wülsten im Mittelteil, auf, sie sind Kauer. Mit diesen kauenden Mundwerkzeugen nehmen sie häufig Hyphen und Sporen von niederen Pilzen (Fungi imperfecti) auf. Die Assimilationsrate ist sehr gering und viele Pilzsporen verlassen ohne Veränderung den Darm, so daß Collembolen als Verbreiter für Pilze betrachtet werden können.

Die Gattung *Folsomia* ernährt sich zu einem großen Teil von abgestorbenen Pflanzenteilen, die einen fortgeschrittenen Rottegrad erreicht haben. Sowohl Skelett- als auch Kästchenfraß wurde beobachtet (Dunger 1983). Auch Kotballen größerer Detritivoren dienen *Folsomia* als wichtige Nahrungsquelle. Die Enzymgarnitur des Darmes ist klein (Zinkler 1969). Die Rolle der Collembolen für die Dekompositionsprozesse ist die eines Katalysators der mikrobiellen Aktivität (Verbreitung der Mikroorganismen, Verbesserung ihrer Lebens- und Angriffsbedingungen, Steuerung der mikrobiellen Dominanzverhältnisse durch selektiven Fraß).

Bei *Folsomia candida* findet Parthenogenese statt. Sie ist eine hochreproduktive Art. Die parthenogenetische Form erreicht nach 6 Häutungen (30 Tage) ihre Geschlechtsreife. Die Eiablagen erfolgen in der Regel 2 Tage nach jeder 2. Häutung. Bei ca. 13 Eiablagen produziert jedes Tier über 1000 Eier. Die mittlere Lebensdauer beträgt 136 Tage. Alle Angaben beziehen sich auf Laborbedingungen bei 21 °C (Snider 1973). Die Saisondynamik im Freiland wird vorwiegend durch Feuchte- und Temperaturbedingungen gesteuert.

Meist sind 2 Generationen vorhanden mit einer Konzentrierung von Jungtieren im Frühjahr und im Herbst. Minima in den Populationsdichten sind in trocken-warmen Sommern zu finden (Dunger 1983).

4.2.1.2 Bestimmung der mittleren letalen Konzentration (LC 50) von Cadmiumnitrat bei *Folsomia candida* auf verschiedenen Bodenarten

Zur Risikobestimmung der Umweltchemikalie Cadmiumnitrat werden Collembolen aus standardisierter Zucht einer steigenden Menge, des zu untersuchenden Stoffes über Fraß bzw. Kontakt für eine bestimmte Zeit, ausgesetzt. Für jede Dosis wird die prozentuale Sterberate ermittelt und gegen den Logarithmus der angebotenen Dosis aufgetragen. Die Konzentration, bei der 50 % der Testorganismen innerhalb einer bestimmten Zeit sterben, ist die *m i t t l e r e L e t a l d o s i s* (LD 50) bzw. die mittlere letale Konzentration (LC 50).

Zur Bestimmung der mittleren Letalwerte existieren mehrere Verfahren. Eine Zusammenstellung findet sich bei Finney (1971).

Ich benutzte zur Versuchsauswertung das *g r a p h i - s c h e* Verfahren, das zwar nicht so genau wie die aufwendigen rechnerischen Verfahren ist, aber für Risikoabschätzungen ausreicht (Sachs 1972). Das graphische Verfahren wurde in der Ökotoxikologischen Literatur schon öfters verwendet (Lebrun 1980).

Die Ordinatenwerte (% Häufigkeit) werden mit Hilfe sogenannter *P r o b i t s* transformiert. Die Pro-

bits werden aus dem Wahrscheinlichkeitsintegral abgeleitet.

Auf der Abszisse werden die Logarithmen der Dosen aufgetragen. Die graphische Auswertung geschieht unter Verwendung von normalem Millimeterpapier.

Der Logarithmus der 50 %igen tödlichen Dosis ergibt sich, indem man den Abzissenwert bestimmt, für welchen die Gerade den Probitwert 5 annimmt. Die mittlere tödliche Dosis ergibt sich aus antilog $f(5 \text{ Probit})$.

4.2.1.2.1 Material und Methode

Die Testorganismen, *F. candida*, werden im Alter von 6 Wochen einer im Institut betriebenen Massenzucht entnommen.

Als Testgefäße dienen 10 ml Rollrandgläser (24 x 45 mm) (Wolf-Roskosch 1983). Sie wurden mit 5 Gramm des zu prüfenden Substrates gefüllt.

Die Einstellung optimaler Luft- und Substratfeuchtigkeit erfolgt über wässrige Cadmiumnitratlösungen. Jeweils 1 ml mit der entsprechenden Cadmiummenge werden mit einem Glasspatel mit dem Testgefäßinhalt verührt. Jeweils 40 Collembolen werden pro Testgefäß eingesetzt. Pro Cadmiumkonzentrationsstufe gelangen 3 Parallelgefäße zum Einsatz. Die Versuchsdurchführung geschieht bei $23 \pm 1^\circ \text{C}$ in einem abgedunkelten Zucht-raum. Während des Versuchs werden die Tiere nicht gefüttert.

Tab. 35: Mortalität (%) von *Folsomia candida* (Coll.) bei verschiedenen Substratkonzentrationen ($\mu\text{g/gTG}$) bei einer Versuchsdauer von 6 Tagen.

Substrat : Seesand

Konzentrationsstufe	log c	Mortalität	Probit
0	0,0	0,0	0,00
10	1,0	0,0	0,00
20	1,3	0,0	0,00
40	1,6	2,4	2,95
80	1,9	11,4	3,77
160	2,2	40,5	4,75
320	2,5	92,6	6,41
640	2,8	98,3	7,05

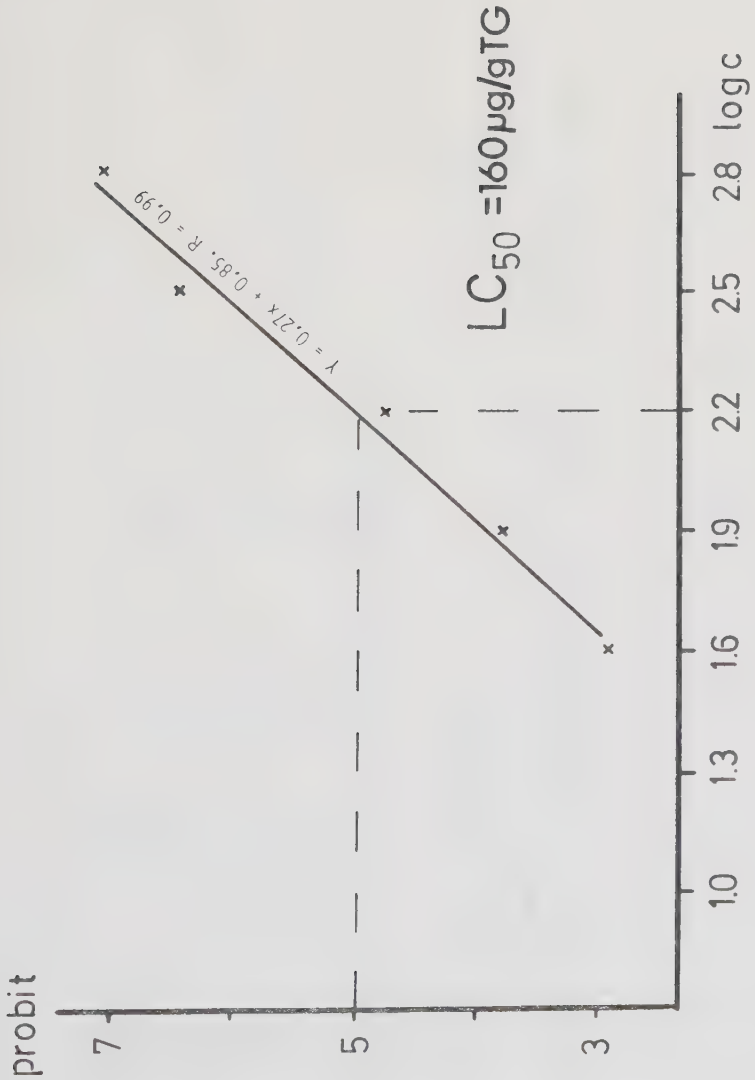


Abb. 28: Mittlere letale Konzentration (LC_{50}) von *Folsomia candida* (Coll.) bei verschiedenen Substratkonzentrationen nach einer Versuchsdauer von 6 Tagen. Substrat = Seesand

Tab. 36: Mortalität (%) von *Falsomia candida* (Coll.) bei verschiedenen Substratkonzentrationen ($\mu\text{g/gTG}$) bei einer Versuchsdauer von 6 Tagen.

Substrat = lehmiger Sand

Konzentrationsstufe	log c	Mortalität	Probit
0	0,00	0,0	0,00
400	2,60	16,5	4,05
600	2,78	36,4	4,64
800	2,90	38,9	4,72
1000	3,00	45,1	4,87
1200	3,08	42,6	4,82
1400	3,15	70,7	5,74

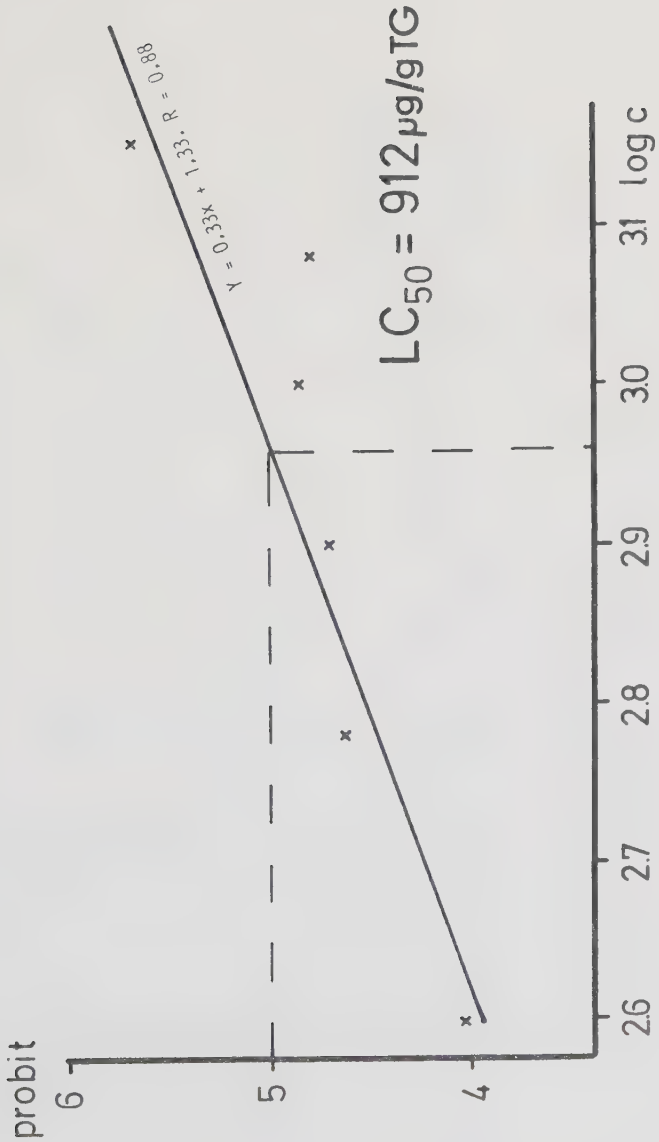


Abb. 29: Mittlere letale Konzentration (LC 50) von *Folsomia candida* (Coll.) bei verschiedenen Substratkonzentrationen nach einer Versuchsdauer von 6 Tagen. Substrat = lehmiger Sand aus den Versuchspartzellen

Tab. 37: Mortalität (%) von *Folsomia candida* (Coll.) bei verschiedenen Substratkonzentrationen ($\mu\text{g/gTG}$) bei einer Versuchsdauer von 24 Stunden.

Substrat : Seesand

Konzentrationsstufe	log c	Mortalität	Probit
0	0,00	0,0	0,00
500	2,70	3,2	3,12
1000	3,00	11,7	3,77
2000	3,30	42,1	4,80
3000	3,47	50,0	5,00
4000	3,60	93,6	6,48

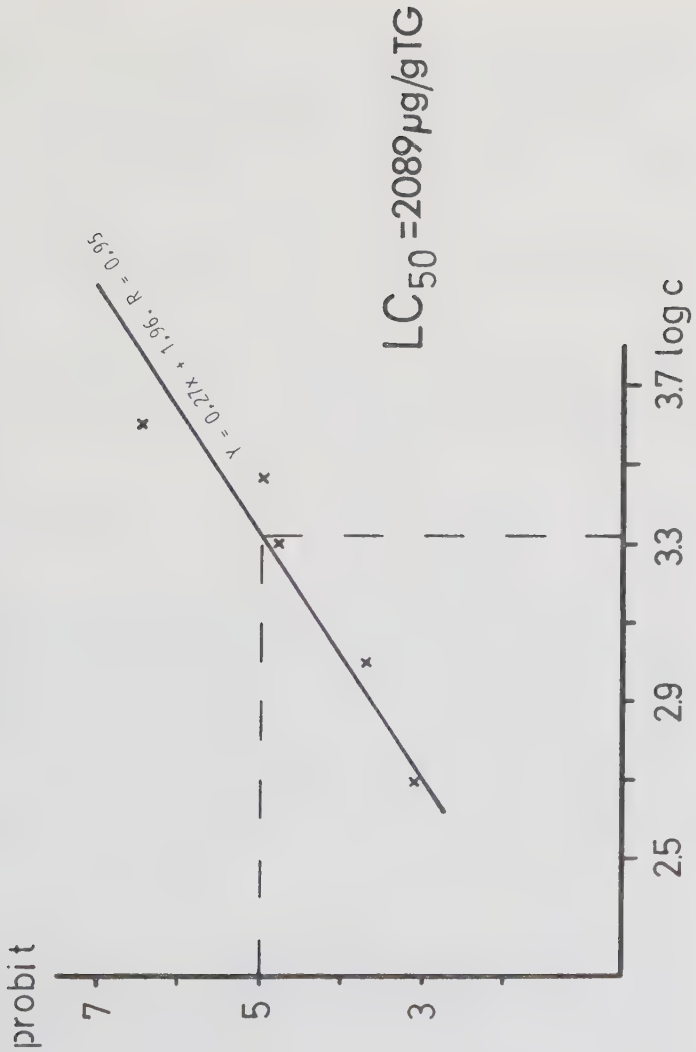


Abb. 30: Mittlere letale Konzentration (LC_{50}) von *Folsomia candida* (Coll.) bei verschiedenen Substratkonzentrationen nach einer Versuchsdauer von 1 Tag.
Substrat = Seesand

Als Substrate dienen inerte Seesand (Merck) und gesiebter Oberboden (2 mm Ø) aus lehmigem Sand mit einem pH-Wert von 6 und 4 % organischer Substanz.

Zur Eingrenzung der LC 50-Konzentration wird jeweils ein Vorversuch durchgeführt. Im Hauptversuch erfolgt die genaue Austestung der LC 50-Konzentration.

Für die gefundenen Datenpaare (Probit = y, log c = x) wird eine lineare Regression durchgeführt und die Geradengleichung berechnet.

4.2.1.2.2 Ergebnis

Die durchgeführten Substratkonzentration - Wirkungsversuche an dem Urinsekt *Folsomia candida* zeigen, daß sich auf inertem Seesand für Cadmiumnitrat eine mittlere Letalkonzentration von 160 µg/g TG über 6 Tage ergibt und somit einen toxischeren Effekt auf Seesand auslöst, als der lehmige Sandboden, auf dem sich eine LC 50 von 912 µg/g TG einstellt (Tab. 35, 36 Abb. 28, 29).

Die Bedeutung der Versuchsdauer bei Letalitätsversuchen wurde im folgenden auch überprüft. Mit dem gleichen Versuchsansatz wurden die Tiere nur 24 Stunden in den Testgefäßen mit den Cadmiumkonzentrationsabstufungen belassen. In Tab. 37 sind die Mortalitätsraten mit den entsprechenden Cadmiumkonzentrationen dargestellt. In Abb. 30 wurde die letale Konzentration (LC 50) graphisch ermittelt. Es ergibt sich eine LC

50 für 24 Stunden von 2089 µg/g TG auf Seesand. Das Ergebnis bedeutet, daß die Mediumkonzentration bei einem 6 tägigen Letalitätsversuch mit Cadmiumnitrat nur 1/13 so hoch sein darf, als wenn der gleiche Versuch nur 24 Stunden dauert (s. Abb. 28).

4.2.1.2.3 Diskussion

Die aufgezeigten Ergebnisse stellen klar den Einfluß des Bodentyps auf die Toxizität dar. Die geringere Toxizität des Parzellenbodens ist wahrscheinlich auf die organische Substanz zurückzuführen, die dem Seesandmedium fehlt. Wie aus der Literatur bekannt (Lebrun 1980), verringert sich die Wirksamkeit vieler Umweltchemikalien mit zunehmendem Gehalt an organischer Substanz. Die organische Substanz bindet bzw. lagert die meist in Ionen vorliegenden Verbindungen an und senkt dadurch die Bioverfügbarkeit für viele Organismen.

Die mittlere letale Konzentration (LC 50) für *F. candida* dürfte im Freiland noch höher anzusetzen sein, als im Versuch, mit 160 µg/g TG auf Parzellenboden, gefunden.

Im Freiland können sich die Tiere den hochkontaminierten Oberbodenbereichen durch Vertikalwanderung entziehen. Die geringen Besiedlungsdichten der Cadmium kontaminierten *Solidagostreubeutel* in den Freilandversuchen könnten so zu deuten sein (Kratz et al. 1983).

Die gefundene mittlere letale Konzentration über den 6 Tageversuch macht aber auch deutlich, daß die Folsomiapopulationen im Freiland eine starke Reduktion

erfahren haben muß, da die Cadmiumkonzentrationsbereiche der Auflagestreue erheblich höher lagen (Kap. 4.1.3.3).

Zum Gelingen des durchgeführten Toxizitätstests trägt sicherlich das Vermögen zur kuticularen Sorption vieler Collembolenarten bei, d.h. Aufnahme von Wasser über die Haut, besonders mit dem Ventraltubus. Wobei gelöste Chemikalien in Ionenform auch mit aufgenommen werden, soweit keine Regulationsmechanismen vorliegen (Dunger 1983).

4.2.1.3 Aufnahme von Cadmiumnitrat durch *Folsomia candida* aus kontaminierter Hefe

Die Cadmiumgehalte der im Freiland gefangenen Collembolen konnten aus methodischen Gründen (Verdünnungs- bzw. Abwaschungseffekt des Cadmiums durch die Pikrinsäure im modifizierten Berlese-Tullgren-Gerät) nicht bestimmt werden. Die Chance saubere, analytisch vertretbare Meßwerte zu erhalten, wurde durch folgende Versuchsdurchführung genutzt:

Die Relevanz der Collembolen für die Streuzersetzung, gibt der Cadmiumbelastung der Streu sowie die daraus folgenden Reaktionen der Tiere eine große Bedeutung. Neben dem Sterben der Organismen kommt der Konzentrierung der Chemikalie in den Collembolen, insbesondere für Fragestellungen zum Transfer der Chemikalie in Nahrungsketten, große Relevanz zu.

4.2.1.3.1 Material und Methode:

6 Wochen alte *Folsomia-candida*-Individuen werden in einer, mit einem Gips-Aktivkohlegemisch ausgegossenen Petrischale (Goto 1964), auf Cadmium kontaminierter Hefe (1000 µg/g TG) gehalten. Vor Versuchsbeginn werden alle Tiere 4 Tage ohne Futter belassen. Nach 2, 4, 6, 8 und 10 Tagen werden jeweils 80 Tiere entnommen und die Cadmiumgehalte mittels Graphitrohr - AAS bestimmt (s. Kap. 3.7).

4.2.1.3.2 Ergebnis

Die hochkontaminierte Nahrung wird gefressen. Die Mortalitätsrate über die gesamte Versuchsdauer (10 Tage) ist kleiner 2 %. Mit zunehmender Zeit steigt auch der Cadmiumgehalt der Tiere (Tab. 38). Nach 10 Tagen kommt es noch nicht zu einer Cadmiumsättigung in den Tieren. Leider konnte der Versuch nicht bis zu dem Zeitpunkt fortgeführt werden, an dem Ausscheidungs- und Aufnahmerate gleich groß werden. Ebenso konnte die Ausscheidungsrate des Cadmium nicht mehr bestimmt werden. Für eine andere Umweltchemikalie, das Penta-chlorphenol, wurden diese Untersuchungen bereits durchgeführt (Kratz et al. 1984).

Die große Schwankungsbreite der Cadmiumkonzentrationen in den Collembolen ist wahrscheinlich darauf zurückzuführen, daß neben den variierenden Fraßmengen auch erhebliche Hefereste an den Borsten der Tiere hängenbleiben und somit zu unterschiedlichen Cadmiumkonzentrationen führen.

Tab. 38: Cadmiumkonzentrationen in *Folsomia candida* (Coll.) ($\mu\text{g/g}$ FG) nach unterschiedlichen Fraßzeiten an Cadmium kontaminierteter Hefe (1000 $\mu\text{g/g}$ TG)

n = Anzahl der Proben; allen Messungen liegen 4 Parallelbestimmungen zugrunde; pro Probe wurden 40 Colleenbolzen aufgeschlosssen.

Tage	n	Cadmiumkonzentration
2	2	1,8 - 10,7
4	2	6,8 - 7,6
6	2	22,6 - 57,2
8	2	26,7 - 32,9
10	2	20,6 - 52,1

4.2.1.3.3 Diskussion

Bengtsson et al. (1983) fanden bei Aufnahmestudien von Blei in *Onychiurus armatus* (Coll.), daß zuerst eine Phase der Schwermetallaufnahme, die konzentrationsabhängig ist, stattfindet.

In der *Aufnahmephase* werden nach Meinung der Autoren, alle verfügbaren Bindungsstellen an Sulphydryl- und Carboxylgruppen abgesättigt. Die sogenannte *Freisetzungssphase* ist elementspezifisch und läuft bei Blei relativ schnell ab, bis zu einem steady-state-level nach 60 Tagen. Bioakkumulation findet sowohl bei Bengtsson et al. (1983), als auch in meinen Versuchen nicht statt, da das Verhältnis der Schwermetallgehalte in den Collembolen zu den Schwermetallgehalten in der Nahrung kleiner 1 war. Die gefundenen Aufnahme- und Freisetzungskurven wurden auch von anderen Autoren (Brown 1976, Hartenstein et al. 1980) für Invertebraten beschrieben.

Bei anderen von mir durchgeführten Versuchen mit ^{14}C - Na - Pentachlorphenol konnte gezeigt werden, daß *Folsomia candida* bereits nach 20 Tagen auf unkontaminiertem Futter 97 % des aufgenommenen Pentachlorphenols wieder ausgeschieden hatte (Kratz et al. 1984). Dieser gut funktionierende Ausscheidungsmechanismus bietet den Tieren sicherlich einen Vorteil bei der Besiedlung von hochkontaminierten Habitaten. Nach Ernst & Joosse - van Damme (1983) sind Ausscheidungsmechanismen sehr energiebedürftig und gehen damit auf Kosten des Wachstums und/oder der Reproduktion. So konnte Joosse (in Ernst & Joosse - van Damme 1983) an *Orchesella cincta* (Coll.) nachweisen, daß bei längerer Bleieinwirkung eine Reduktion des Standardmetabo-

lismus (O_2 - Verbrauch) zu erkennen ist.

Die Cadmiumgesamttierbelastung und der daraus resultierende Eintrag in die Nahrungskette sollte anhand von Untersuchungen mit potentiellen Collembolenfressern (z.B. *Nebria brevicollis* (Carab.)) zu einem späteren Zeitpunkt durchgeführt werden. Maurer (1974) fand hohe Körperbleigehalte in Carabiden und führte diese auf Collembolenfraß der Käfer zurück. Die Bedeutung der Schwermetallbelastung des Mesofaunakomplexes (Oribatiden u.a.) für die Nahrungsketten wurde auch schon an anderer Stelle diskutiert (Kratz 1981).

Auch die Ausscheidungsprodukte (Faeces) und die Exuvien der Collembolen können bei hoher Schwermetallbelastung eine Kontaminationsquelle für andere Organismen der nachfolgenden Detritusnahrungskette darstellen.

Joosse & Buker (1979) wiesen nach, daß Collembolenexuvien, die eine Bleikonzentration von 230-960 $\mu\text{g/g}$ TG hatten und Collembolenfaeces mit einer Bleibelastung von 16 000 $\mu\text{g/g}$ TG, andere Ökosystemglieder stark belasteten.

Der durchgeführte Akkumulationsversuch muß ein Bestandteil des Collembolentests in Stufe 2 des Chemikaliengesetzes sein. Verminderte Reproduktions- bzw. Biomassenzuwachsraten müssen direkt korrelierbar mit dem Cadmiumgehalt der Tiere sein.

4.2.2. Laborversuche mit *Eisenia foetida* (Lumb.)

4.2.2.1 Zur Biologie und Ökologie der Regenwürmer unter besonderer Berücksichtigung der Art *Eisenia foetida* (Sav.)

Das ökologische Verhalten der Regenwürmer ist überraschend vielfältig. Die Regenwürmer lassen sich in groben Zügen in 3 Lebensformtypen gliedern

Streuformen e p i g ä i s c h e r Typ
Tiergräber a n ö z i s c h e r Typ
Mineralbodenformen e n d o g ä i s c h e r Typ

Eisenia foetida, eine durch Streifenpigmentierung ausgezeichnete Streuform, erreicht eine Grösse von 10 - 30 mm. Als Nahrung dienen kleine organische Teilchen, die den Darm langsam passieren.

Reaktionen auf ungünstige Milieusituationen sind Zusammenrollen bzw. Fluchtreaktion durch Vertikalwanderung. Bei optimaler Haltung hat *E. foetida* die kürzeste Entwicklungszeit aller Regenwurmartens. 3 Wochen nach Kokonablage schlüpfen die Jungtiere und nach weiteren 9 Wochen sind sie geschlechtsreif. Je Tier und Jahr können bis zu 140 Kokons (2 - 3 Larven/Kokon) produziert werden. Die Eientwicklung geschieht bei *E. foetida* obligat parthenogenetisch (Dunger 1983).

Die Nahrung besteht vorwiegend aus abgestorbenem organischem Material und Mikroorganismen, dadurch sind die Kotballen von *E. foetida* stark humos. Im Darm wurden Proteasen, Lipasen, Saccharasen, Amylasen, Chitinasen und Zellulasen nachgewiesen, wobei es heute als wahrscheinlich gilt, daß diese Enzyme alle vom Wurm selbst produziert werden (Dunger 1983).

Als Feinde von *E. foetida* sind neben der Spitzmaus, Maulwürfen und Vögeln die auf Regenwürmer spezialisierten Erdläufer (Chilopoden) anzusehen.

4.2.2.2 Biomassenreduktion bei *Eisenia foetida* unter der Einwirkung von Cadmiumnitrat in dem Parzellenboden.

In dem durchgeführten Versuch sollte die subletale Wirkung der Abnahme des Lebendgewichtes und damit Wachstumsbehinderung der Würmer bestimmt werden. *E. foetida* wurde von OECD - und EWG Arbeitsgruppen als Testtier vorgeschlagen.

Für Pestizide konnten Haque & Ebing (1983) zeigen, daß *E. foetida* gegenüber anderen Lumbricidenarten die robusteste Art ist. Eine Übertragung der mit *E. foetida* gefundenen Ergebnisse auf ökologisch relevantere Arten, wie z.B. *Lumbricus terrestris*, *L. rubellus* u.v.a.m. ist somit nicht zulässig.

Die in den Versuchen eingesetzten Tiere entstammen aus Zuchten von Dipl. Ing. Stark, Berlin und wurden in der sogenannten "Berliner Wurmbox" gehalten.

4.2.2.2.1 Material und Methode

Für den Versuch werden nur adulte Würmer mit einem

ausgebildeten Clitellum verwendet. Als Testgefäße dienen 1 Liter Einweckgläser, die locker mit einem Glasdeckel verschlossen werden. Die Testgefäße werden in einem abgedunkelten Raum bei 95% relative Luftfeuchtigkeit und ca. 25° C aufbewahrt. Als Testsubstrat dient lehmiger Sand (pH 6; 4% organ. Substanz). Jeweils 495 g lufttrockener Boden und 5 g feingemahlener Kuhdung aus organisch wirtschaftender Landwirtschaft werden mit A. demin. auf 32% Wasserkapazität gebracht und in das Testgefäß eingefüllt. In den Cadmium kontaminierten Ansätzen wird Cadmiumnitrat in den jeweiligen Konzentrationen (30 u. 100 mg/kg TG) mit dem A. demin. dem Testsubstrat zugefügt. Pro Versuchsgefäß werden 15 E. foetida gleichen Gewichtes (ca. 350 mg) eingesetzt. Vor Versuchsbeginn werden alle darmentleerten Tiere mit A. demin. gereinigt und auf einer Laborwaage (Sartorius, Wägebereich 0,01-5g) gewogen. Danach werden sie auf das Substrat gesetzt, in welches sie sich schnell eingraben. Nach 7 und 14 Tagen werden die Testgefäße in eine Petrischale (27 cm) entleert und die Tiere wie oben beschrieben nach Darmentleerung, gereinigt und gewogen.

4.2.2.2.2. Ergebnis

Die Biomassenentwicklungen der *Eisenia foetida* sind in Tab. 39 und Abb. 31 dargestellt.

Nach 7 Tagen liegen die Tiere in den mit Cadmiumnitrat kontaminierten Testansatz schon 5% unter der Anfangsbiomasse. Die Tiere in dem Kontrollansatz nehmen dagegen um 2% ihres Ausgangsgewichtes zu. Diese Tendenz

Tab. 39: Biomassenänderung von *Eisenia foetida* (Sav.) unter dem Einfluß von Cadmiumnitrat in dem Parzellenboden.

Die Cadmiumkonzentrationen im Testboden sind in µg/gTG angegeben. t0, t1, t2 sind die Biomassen der Tiere nach 0,7, und 14 Tagen in mg FG. Die Biomassen beziehen sich jeweils auf 15 Tiere.

Cadmiumkonzentration im Testboden	Biomasse t0	Biomasse t1	Biomasse t2
0	5,9 = 100%	6,0 = 102%	6,2 = 105%
30	5,7 = 100%	5,5 = 96,5%	5,5 = 96,5%
100	5,1 = 100%	4,9 = 96,1%	4,4 = 86,3%

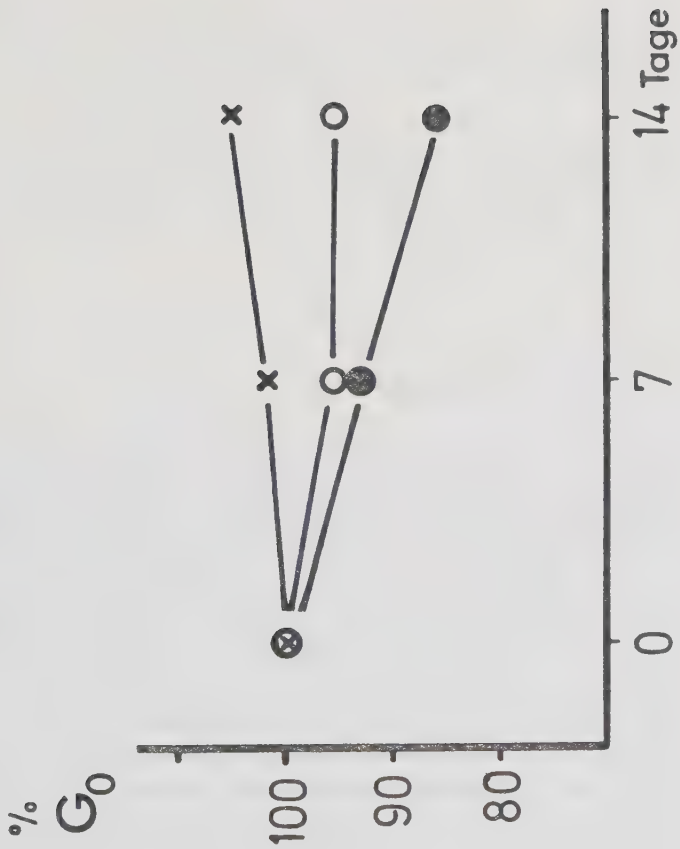


Abb. 31: Biomassenreduktion bei *Eisenia foetida* (Lumb.) unter Einwirkung von verschiedenen Cadmiumnitratkonzentrationen im Substrat.

Substrat = lehmiger Sand aus den Versuchspartzen.
+ = Kontrolle, o = 30 µg/gTG, • = 100 µg/gTG

verstärkt sich bis zum 14-Tage-Termin. Bei Versuchsabbruch haben die Kontrolltiere insgesamt 4% mehr Biomasse als zu Anfang des Tests. Die Organismen in dem 30 µg/g TG - Ansatz haben ihre Biomasse um 3,5% im Vergleich zum Ausgangsgewicht reduziert. Eine noch stärkere Biomassenreduktion erfahren die Tiere, die 14 Tage lang in einer mit 100 µg/g TG Boden Cadmiumkonzentration belassen werden.

4.2.2.2.3 Diskussion

Subletale Reaktionen von Arten in terrestrischen Ökosystemen sind für die Bewertung von Umweltchemikalien von großer Bedeutung. So ist der Einfluß von Cadmiumnitrat auf die Biomasse von *E. foetida* letztendlich als ein Einfluß auf wichtige ökosystemare Stoffkreisläufe und Energieflüsse zu sehen. Ireland & Fischer (1978) stellten bei *Lumbricus terrestris* fest, daß eine Gewichtsreduktion bzw. Fraßleistungsreduktion durch bleikontaminierte Nahrung zu erreichen war. Das bedeutet, daß die Tiere ihre "Funktion" im Ökosystem nicht mehr in dem normalen Umfang erfüllen. Die Durchmischung des Bodens und der Fraß von Blattstreu findet nur in verringertem Umfang statt. Ma (1982) und Malecki et al. (1982) fanden zusätzlich eine verringerte Reproduktionsrate unter mit Schwermetallen belasteter Nahrung. Dies hat sicherlich für den Fortbestand der Population eine nicht zu unterschätzende Bedeutung.

4.2.2.3 Cadmiumakkumulation von *Eisenia foetida* aus mit Cadmiumnitrat kontaminiertem Parzellenboden.

In dem durchgeführten Versuch sollte die Cadmiumakkumulation durch *E. foetida* bestimmt werden.

4.2.2.3.1 Material und Methode

Der Versuchsaufbau ist identisch mit dem unter 4.2.2.2.1 dargestellten.

Die Rückstandsanalytik des Cadmiums in den Tieren wird, wie unter Kapitel 3.7 beschrieben, durchgeführt. Vor dem Aufschluß der getrockneten Tiere, werden diese, zur Darmentleerung, 2 Tage auf feuchtem Vliespapier ohne Futter gehältert.

4.2.2.3.2 Ergebnis

Mit zunehmender Cadmiumsubstratkonzentration steigen auch die Cadmiumgehalte der Tiere an (Tab. 40 u. 32). Erstaunlich ist, daß selbst in dem Kontrollboden aus den Parzellen eine Cadmiumbelastung von max. 15,2 mg/kgTG der Organismen festgestellt werden konnte. Dies hat wahrscheinlich seine Ursache in der Cadmiumgrundbelastung des Testbodens in der Höhe von ca. 1 mg/kg TG. Der Akkumulationsfaktor der Tiere beträgt in den Kontrollböden ca. 14,8 (Tab. 40).

In dem Testansatz, in dem 30 mg/kg TG Cadmiumnitrat gegeben werden, liegt die Cadmiumkonzentration von

Tab. 40: Cadmiumkonzentration in Eisenia foetida (Sav.) nach der Exposition in Cadmium kontaminiertem Parzellenboden.

Die Cadmiumkonzentrationen in E. foetida und dem Testboden sind in $\mu\text{g/g}$ TG angegeben. Den Mittelwerten ($\bar{x}$) der Cadmiumkonzentrationen in E. foetida liegen 2 Parallelaufschlüsse mit jeweils 5 Messungen zugrunde.

Cadmiumkonzentration im Testboden ($\mu\text{g/g}$ TG)	Einwaage zur Analyse (mg)	Cadmiumkonzentration in E. foetida ($\mu\text{g/g}$ TG)		Anreicherungs- faktor
		$\bar{x}$	s	
0 (~1)	120 ₁	14,8	0,6	14,8
0 (~1)	119			
30	119 ₁	91,1	12,0	3,0
30	125			
100	122 ₁	252,5	0,4	2,5
100	124 ₁			

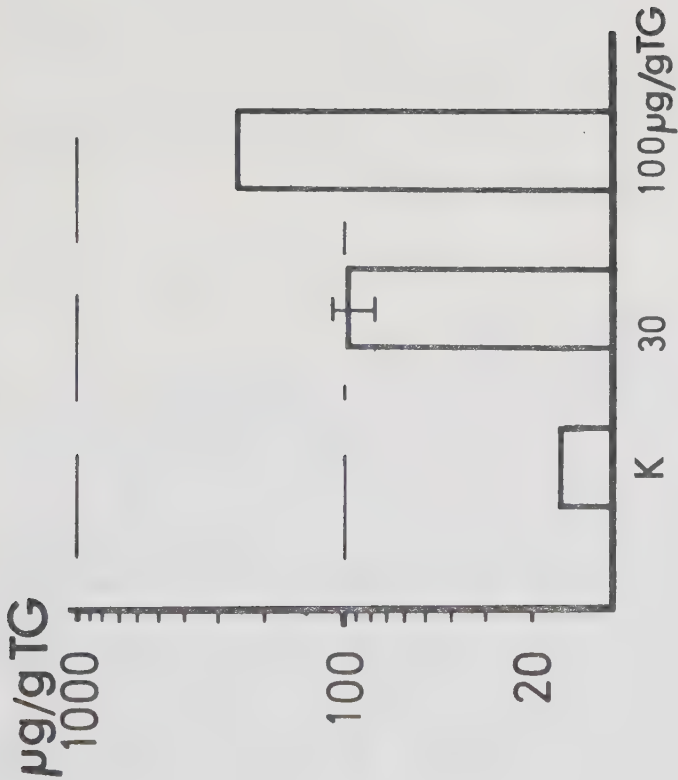


Abb. 32: Cadmiumgehalte von *Eisenia foetida* (Lumb.) nach Exposition in verschiedenen Cadmium-nitratkonzentrationen im Substrat. Substrat = lehmiger Sand aus den Versuchspartikeln. Abzissenwerte sind die Cadmiumkonzentrationen des Substrates

E. foetida im Mittel um 91 µg/g TG. Der Akkumulationsfaktor der Tiere zum Substrat beträgt 3. In dem 100 mg/kgTG Cadmiumtestansatz haben die Organismen bei Versuchsende einen Cadmiumgehalt von im Mittel 252,5 µg/g TG. Der Akkumulationsfaktor beträgt hier 2,5. Der Konzentrationsfaktor nimmt somit mit zunehmender Substratkonzentration ab.

4.2.2.3.3 Diskussion

Die Ergebnisse machen deutlich, daß *E. foetida* das Cadmium im Verhältnis zum Medium anreichert. Dies wird auch von anderen Autoren für andere Regenwurmarten bestätigt. So fanden Gish & Christensen (1973) in einem ähnlich belasteten lehmigen Sandboden (pH 6,8 ; organ. Subst. 4,8%) einen Konzentrationsfaktor von 11,6 für *Lumbricus terrestris*. Die Anreicherung des Schwermetalls Cadmium in den Organismen bedeutet für ihre Fraßfeine, daß sie erhebliche Cadmiummengen mit der Nahrung aufnehmen.

Wie schon in der Einleitung zu diesem Kapitel dargestellt wird diskutiert, ob man Regenwürmer aufgrund ihrer guten Akkumulationsfähigkeit für Cadmium, in mit Cadmium kontaminierten Böden vermehrt einsetzt, um diese zu dekontaminieren. Bei Besiedlungsdichten im Stappelmist mit 25 kg/m³ durch *E. foetida* und eine Akkumulationsfähigkeit für Cadmium mit Faktor 3 könnte in die Biomasse eines m³ bei 10 mg/kg Cadmiumgrundbelastung der Mist 0,75 g Cadmium gefunden werden. In einer Tonne *E. foetida* sind dann 30 g Cadmium enthalten, wobei der angenommene Konzentrationsfaktor eher zu niedrig sein dürfte.

Andersen (1979) fand für Cadmium bei *Lumbricus terrestris* einen Anreicherungsfaktor von 23, für *Allolobophora rosea* sogar 39. Auch Zöttl & Lamparski (1981) fanden im Freiland für *Lumbricus badensis* bei 2 µg/g TG Cadmium in der Nahrung 25 µg/g TG im Regenwurmkörper.

4.2.3 Laborversuche mit *Armadillidium vulgare* (Isopoda)

4.2.3.1 Zur Biologie und Ökologie der Asseln unter besonderer Berücksichtigung der Art *Armadillidium vulgare* (Latr.)

Unter den streuzersetzenden Organismen kommt neben den Regenwürmern, den Asseln (Isopoda, Crustacea) eine große Bedeutung zu. Mit Hilfe ihrer kräftigen Mundwerkzeuge sind sie in der Lage bereits unzersetztes Pflanzenmaterial zu zerkleinern. Nach Wieser (1979) nehmen Asseln bis zu 10% ihres Körpergewichtes pro Tag an totem Blattmaterial auf. Sie sind somit ein wichtiges Glied in der Abbaukette, welche wichtige Nährstoffe freisetzt und die Fruchtbarkeit der Böden erhält.

Die Tätigkeit der Asseln zeigt eine, in starke Abhängigkeit von Temperatur und der relativen Luftfeuchtigkeit, deutliche Jahresperiodizität.

Somit ist die Aktivität im Sommer meist auf die Nächte bzw. auf die größeren Hohlräume der Streuschicht be-

grenzt. Erst mit Einsetzen der feuchten und kühlen Herbstzeit steigt die oberirdische Lebenstätigkeit stark an und erreicht im Spätherbst ein Maximum.

Die Gattung *Armadillidium*, insbesondere die Art *vulgare*, kann aufgrund ihres geschlossenen Lungenbaues besonders häufig an trockenen Standorten im offenen Gelände vorkommen. Die oft betonte Kalkabhängigkeit der Asseln ist insoweit erklärbar, als saure Böden, die keinen austauschbaren Kalk aufweisen, den Tieren keine Gelegenheit zum Aufbau der Kalkinkrustierung ihres Panzers bieten.

Die Fortpflanzungsverhältnisse sind relativ komplex. Die Weibchen häuten sich kurz nach der Begattung und entwickeln an den ersten bis fünften Laufbeinpaaren spezielle Anhänge (Oostegite), die einen Brutbeutel (Marsupium) bilden. In dieses Marsupium werden die Eier bis zum Schlüpfen abgelegt. Dies dauert bei 18° C zwischen 40 und 50 Tagen. Die Asselweibchen werden erst mit 2 Jahren geschlechtsreif; dann können allerdings bis zu 3 Bruten im Jahr abgelegt werden. Die Anzahl der entlassenen Jungtiere schwankt bei *A. vulgare* zwischen 20 und 160. Vor Feinden und Austrocknen schützt sich *A. vulgare* durch Zusammenrollen.

4.2.3.2 Der Einfluß von Cadmiumnitrat auf die Fraßaktivität von *Armadillidium vulgare*.

Die Fraßaktivität kann wie die Biomassenreduktion und die Verminderung der Reproduktionsrate, ein sub-

letaler Parameter bei der Prüfung von Umweltchemikalien sein. Wenn die Asseln ihre Fraßtätigkeit unter Cadmiumbelastung nicht wie in unbelasteten Ökosystemen fortsetzen, muß dies langfristig für die Stoffkreisläufe und den Energiefluß des jeweiligen Standortes Konsequenzen haben.

4.2.3.2.1 Material und Methode

Die Versuchstiere wurden im Freiland gesammelt und im Labor auf Fallaub in geschlossenen Kunststoffbehältern (40 x 25 cm), bei 98 % relat. Feuchtigkeit und 25°C gehalten.

Die Versuchsgefäße, Plastikdosen (Ø 10 cm) mit Bajonetverschluss, werden mit einem 1 cm hohen Gips/Aktivkohlegemisch (Goto 1964) ausgegossen. Während des Versuches wird die Gipsfläche zu 1/3 mit Tesa-Textil abgeklebt. Auf dieser Fläche wird das Futter präsentiert. Das Futter besteht aus Pappelblattscheiben (*Populus nigra*. Ø 10 mm), die kurz vor der Verfütterung in A. demin. bzw. Cadmiumnitratlösungen getaucht werden.

Durch Vorversuche wurden optimale Zeiten zur Ermittlung des Trockengewichtes bestimmt (60 Min. bei 50°C). Die Tauchzeit bis zur max. Sättigung wurde mit 50 Min., für die bei oben beschriebener Temperatur getrockneten Blätter, optimiert. Die Blattscheiben nehmen das 3,5 fache des Ausgangsgewichtes (bezogen auf 50°C) auf.

Vor Versuchsbeginn werden die Tiere für 3 Tage ohne

Futter belassen. Danach werden jeweils 5 Asselweibchen (10 mm lang) mit 5 Blattscheiben für 3 Tage gefüttert. Pro Cadmiumkonzentration werden 3 Parallelen ausgewertet. Die Cadmiumkonzentrationen der Tauchbäder werden mit den im Anreicherungsversuch gefunden Faktoren zur Festlegung der Futterbelastung hochgerechnet. Die Fraßleistungen werden jeweils auf 100 mg Assel-frischgewicht bezogen. Aus dem Kapitel 3.1.2 beschriebenen Tauchversuch mit *Solidago gigantea* Steu ist bekannt, daß nicht nur die Cadmiummenge in der aufgenommenen Wassermenge in die Blätter gelangt. Es werden zusätzlich durch Adsorptionsvorgänge Cadmiumionen an die Blätter aus der Lösung angereichert. Zur Bestimmung des spezifischen Anreicherungsfaktors werden die Blattscheiben in 0, 33,3 u. 1666,66 ppm (mg/Liter)-Lösungen getaucht. Die Bestimmung des Cadmiums erfolgte wie in Kapitel 3,5 beschrieben.

4.2.3.2.2 Ergebnisse

Es kommt bei den Pappelblättern zu einer Anreicherung von Cadmium während der Tauchzeit in den Cadmiumlösungen. Bezogen auf die Cadmiummenge, die durch das Aufnehmen der luftgetrockneten Blätter aus der Lösung bereinigt ist, ist es ca. die 2-fache Cadmiummenge (Tab. 41). Die Cadmiumgrundbelastung der Blätter liegt bei 2 mg/kg TG.

Der Vergleich der Fraßraten von unkontaminierter und kontaminierter Nahrung (Tab. 42, Abb. 33) zeigt eine deutliche Abnahme in den Versuchsgefäßen mit cadmiumgetauchten Blättern. In der niedrigsten Konzentrationsstufe (258 mg/kg TG) wird 1/4 weniger konsumiert als in den Kontrollen. Bei der höchsten Kontaminationsstufe (5863 mg/kg TG) verringert sich die Fraßleistung

Tab. 41: Anreicherung von Cadmiumnitrat in Pappelblätter nach dem Eintauchen in unterschiedlich konzentrierten Cadmiumnitratlösungen.

Tauchzeit der Blätter 50 Minuten; die lufttrockenen Blätter wurden weitere 60 Minuten bei 50°C getrocknet.

Konzentration der Tauchlösung (mg/L)	Blatteinwaage (mg)	Konzentration der Blätter ($\mu\text{g/gTG}$)	Konzentration der Blätter ($\mu\text{g/gTG}$)		Anreiche- rung	
			$\bar{x}$	s	A	B
0	126	1,98				
0	128	2,03				
0	135	2,11	2,0	0,1		
0	167	1,84				
33,3	124	244,72				
33,3	162	224,92				
33,3 = 100 ppm	149	235,95	235,2	9,9	3,4	7
33,3	133	156,25				

Fortsetzung Tab. 41:

Konzentration der Tauchlösung (mg/L.)	Blatteinwaage (mg)	Konzentration der Blätter ($\mu\text{g/gTG}$)	Konzentration der Blätter ($\mu\text{g/gTG}$) $\bar{x}$	Anreiche- rung A B
333,3	159	1902,52		
333,3	160	1617,19		
333,3 = 1000 ppm	128	4335,94 x	1935,1	1,9 5,8
333,3	140	2285,71		
1666,6	188	9401,59		
1666,6	160	10828,13		
1666,6 = 5000 ppm	158	7658,23 x	10040,3	2,0 6,0
1666,6	161	9891,30		

I 228 I

x Extremwerte wurden in der Berechnung des Anreicherungs-faktors nicht be-
rücksichtigt. Anreicherung A bezogen auf durch H_2O Aufnahme bereinigte Werte.
Anreicherung B bezogen auf Cd-konz. d. Tauchlösung.

Tab. 42: Fraßraten von Armadillidium vulgare (Isopoda) an verschiedenen stark mit Cadmium kontaminierten Pappelblättern.

Konzentration der Tauschlösung (mg/L)	Anreicherungs- faktor aus Tab. 41 (B)	Berechnete Konzent- ration der Blätter (µg/gTG)	Blatteinwaage vorher/nachher (mgTG)	Fraß (mgTG)	Asselbiomasse (mgFG)	Blattschwund pro 100mg Assel(FG)	Blattschwund pro 100mg Assel(FG)
0,0	-	-	32,92	22,38	10,54	7,8	
0,0	-	-	26,32	16,84	9,52	6,5	7,2
0,0	-	-	36,10	23,45	12,65	7,3	0,7
36,8	7,0	258	30,48	25,07	5,41	2,6	
36,8	7,0	258	29,60	26,60	3,00	1,0	1,7
36,8	7,0	258	37,53	33,74	3,79	1,5	0,8
299,4	5,8	1737	34,44	33,29	1,15	0,4	
299,4	5,8	1737	29,45	28,28	1,07	0,4	0,6
299,4	5,8	1737	30,06	28,79	1,27	1,0	0,3
977,1	6,0	5863	32,60	31,40	1,20	0,8	
977,1	6,0	5863	29,23	28,24	0,99	0,5	0,7
977,1	6,0	5863	30,75	29,63	1,12	0,7	0,2

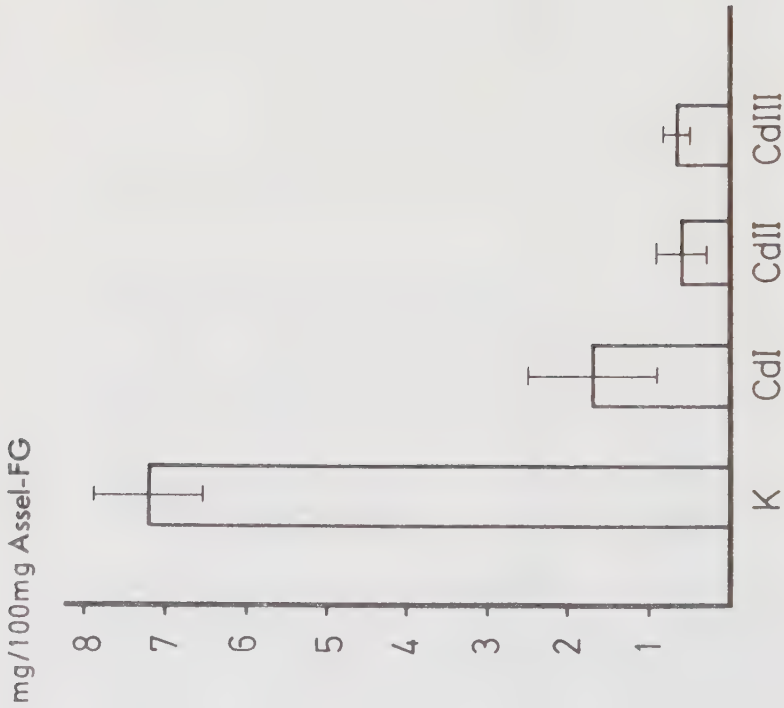


Abb. 33: Fraßmenge von *Armadillidium vulgare* (Iso-poda) an verschieden mit Cadmium kontamin-
ierten Pappelblätter.

Cd I = 258 $\mu\text{g/gTG}$, Cd II = 1.737 $\mu\text{g/gTG}$,
Cd III = 5.863 $\mu\text{g/gTG}$

der Tiere um 91 %. Auffällig ist, daß zwischen den beiden hohen Cadmiumkonzentrationen keine bedeutenden Unterschiede mehr bestehen. Das Ergebnis zeigt eine eindeutige Wirkungsgrenze der Cadmiumgehalte in den Blättern schon im Bereich von 250 µg/g TG. Dies ist ein durchaus real vorkommender Konzentrationsbereich in der Auflagestreu in der Nähe von Emittenten wie z.B. Zinkhütten (Martin & Coughtrey 1981). Die Cadmiumkonzentration der Solidagostreu der Versuchsparzellen lag zu allen Probeentnahmetermen höher als 250 µg/g TG.

4.2.3.2.3 Diskussion

Die gefundenen Ergebnisse belegen eindeutig, daß hochkontaminierte Blattstreu von *A. vulgare* gemieden wird. Damit ist die Fraßreduktion von *A. vulgare* ein guter subletaler Parameter zur Prüfung der Wirkung von Cadmium auf terrestrische Ökosysteme in denen die Asselart *A. vulgare* einen bedeutenden Anteil an der tierischen Biomasse darstellt.

Neben der Fraßreduktion unter Cadmiumbelastung sind andere subletale Auswirkungen von Schwermetallen auf Asseln in der Literatur beschrieben. So zeigte Beeby (1980) den Einfluß von Blei auf die Brutgröße bei *Poecellio scaber*.

Joosse & Van Vliet (1983) fanden erhöhte Atmungsraten bei Asseln, die in schwermetallkontaminierten Ökosystemen lebten, im Vergleich zu wenig belasteten Populationen.

Die oben gefundenen Fraßreduktionen unter Cadmiumbelastung relativieren sich, wenn man die Arbeiten zur Schwermetalltoleranz beachtet.

Schwermetalltoleranz bei Asselpopulationen wurden von Hopkin & Martin (1982), Brown (1976, 1977), Joosse et al. (1981) und Fraser (1980) gefunden.

4.2.4 Mikrobiologische Laborversuche

4.2.4.1 Die Bedeutung der Mikroorganismen für den Streuabbau

Mikroorganismen sind an allen wesentlichen Abbau- und Mineralisierungsvorgängen des Bodens beteiligt. Die für Menschen, Tier und Pflanze notwendigste Funktion der Mikroorganismen ist die Abbauleistung während der Mineralisation des organischen Bestandesabfalles. Hier stehen sie in enger Wechselwirkung mit der Bodenfauna.

Die Bodenmikroflora vollbringt nicht in jedem Boden Mineralisationsleistungen im gleichen Ausmaß. Abiotische Faktoren wirken zusammen mit der Zufuhr des organischen Materials und Düngemaßnahmen auf die Zusammensetzung und Leistung der Bodenmikroorganismen ein.

4.2.4.2 Biomassenproduktion des Bodenpilzes *Trichoderma viride* (Refai) auf mit Cadmiumnitrat belasteten Nährböden

Im mikrobiologischen Laborteil wurde der Biomassenzuwachs eines cellulosespaltenden Bodenpilzes, *Trichoderma viride* (Refai) auf unterschiedlich stark mit Cadmium belasteten Nährboden bestimmt.

Trichoderma viride ist einer der am meisten verbreiteten Bodenhyphomyceten. Auch an zerfallendem Holz ist er zu finden.

Trichoderma viride (oft auch *lignorum* genannt) ist ein schnellwachsender und leicht sporulierender, grüne Kolonien bildender Pilz. Seine vegetativen Kolonien

erkennt man an schnell wachsenden weißen Hyphen, die charakteristisch nach Campher riechen.

4.2.4.2.1 Material und Methode

Der benutzte Pilzstamm wurde auf einem Fertignährboden aus Sabourand-Glucose - 2 % - Agar (Merckoplate Nr. 10413) angeimpft. Vor dem zentralen Animpfen des Bodenzpilzes in einer mikrobiologischen Arbeitsbank (Flow Lab.) wurden die Nährböden mit sterilen Cadmiumnitratlösungen kontaminiert.

Die Lösungen waren so berechnet, daß 100, 500 und 1000 µg/g Cadmium in dem Nährmedium vorlagen. Danach wurde eine sterile 50 µm Gaze vollflächig auf die Nährböden gedeckt, um eine einfache spätere Aberntung des Pilzmycel zu gestatten. Pro Konzentrationsstufe wurden 2 Parallelen angeimpft. Die Versuchsdauer betrug 14 Tage. Während des Versuchs wurden die Nährböden bei $20 \pm 1^\circ \text{C}$ bebrütet.

4.2.4.2.2 Ergebnis

Die abgeernteten Biomassen der Trichodermamycelien zeigen ein deutlich zu den Cadmiumkonzentrationen abgestuftes Wachstum (Tab. 43, Abb. 34). Ab 100 µg/g Cadmium im Medium ist das Wachstum erheblich beeinträchtigt. Somit dürfte auch die Funktion des Pilzes im Freiland (Celluloseabbau), zumindest quantitativ, behindert sein.

Tab. 43:

Biomassenzuwachs von *Trichoderma viride* (Hypomycet.) auf einem mit Cadmium kontaminierten Sabourand - Glucose - 2% - Agar über eine Versuchsdauer von 14 Tagen.

Das Gazegewicht beträgt 220 mg.

Nährboden- kontamination ($\mu\text{g/gFG}$)	Biomasse Pilzmycel Gewicht (mg TG 40°)	Gaze	Zuwachs Biomasse Pilzmycel (mg TG 40°C)
0	360		140
0	350		130
100	300		80
100	290		70
500	220		-
500	220		-
1000	220		-
1000	220		-

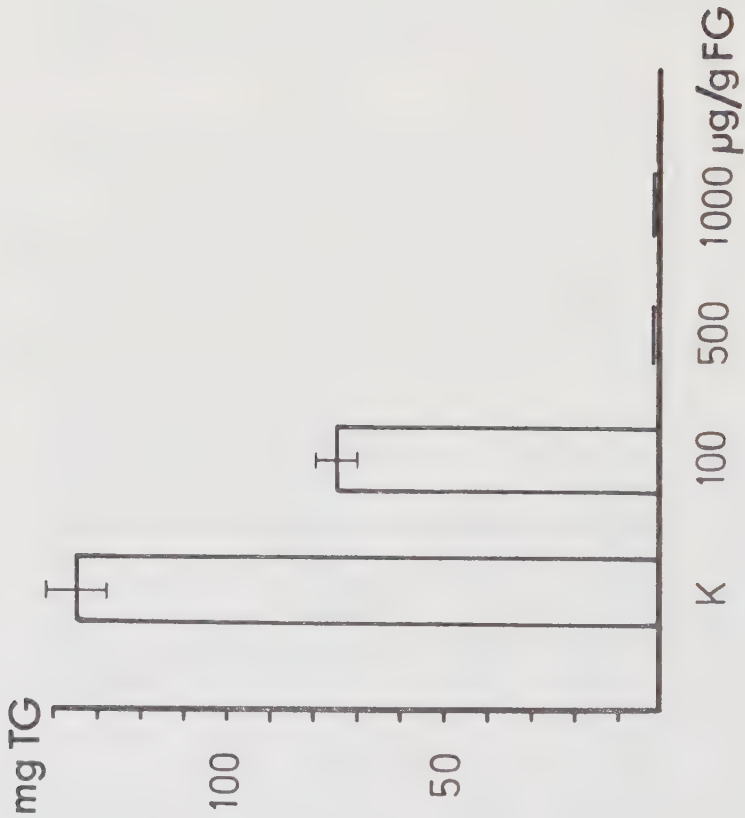


Abb. 34: Biomassenproduktion des Bodenpilzes *Trichoderma viride* (Ascomyc.) auf verschieden mit Cadmium kontaminierten Sabouraud-Nährböden.

4.2.4.2.3 Diskussion

Der Biomassenzuwachsversuch ist eine schnelle und relativ einfach handhabbare Methode, die Schädigungen von Bodenpilzen festzustellen. Für Regeluntersuchungen müßten allerdings größere Serien mit mehreren Parallelen gefahren werden. Als Ergänzung wäre dann noch die Cadmiumbestimmung in den Mycelien möglich, um den Anreicherungsfaktor zu bestimmen.

4.2.4.3 Atmungsaktivität (CO_2 -Produktion) der Mikroorganismen im Parzellenboden und in der Solidagostreu unter Cadmiumnitratbelastung

In diesem Versuchsteil wurde die Atmung (CO_2 -Produktion) der Mikroorganismen in unterschiedlich stark mit Cadmium belasteter Solidagostreu und Parzellenboden gemessen.

4.2.4.3.1 Material und Methode

Je 5 g (TG 60 °C) gemahlene Solidagostreu bzw. 10 g (TG 80 °C) Boden (60 % H_2O gesättigt, lehm. Schluff, Carbonatgehalt >20 %, pH 6,3, org. S. 4-10 %) werden mit Cadmiumlösungen in Konzentrationen bei der Streu (60 % H_2O -Sättigung) von 20, 100 und 1000 mg/kg TG, beim Boden 100 und 1000 mg/kg TG angefeuchtet, gut vermischt und in einem Gazebeutel mittels Gummibänder in ein Einweckglas gehängt. Zu dem Boden werden zu

100g 0,5g Glucose gegeben, um die Nahrungsbedingungen für die Mikroorganismen zu verbessern.

In die Weckgläser (1 Ltr.) wurde vor Versuchsbeginn 25 ml 0,1 n NaOH gegeben. Die Bestimmung der Atmung erfolgte durch titrimetrische Messung nach der Methode von Isermeyer (1952).

Reaktionsprinzip:

Das gebildete CO₂ wird durch NaOH absorbiert:



Durch Titrieren mit HCL (Neutralisationsreaktion), Phenolphthalein als Indikator, kann die überschüssige NaOH und somit das produzierte CO₂ bestimmt werden.

Pro Konzentrationsstufe und Titrationstermin wurden 3 Parallelen angesetzt. Zusätzliche Blindproben und Kontrollen mit nicht kontaminierter Streu bzw. Boden liefen begleitend mit. Die Atmungsrate wurde mit folgender Gleichung berechnet:

$$\text{mg CO}_2 \times \text{h}^{-1} \times \text{g}^{-1} = \frac{2,2 \times \text{BW.HCl(ml)} - \text{Probe HCl(ml)}}{t \text{ (h)} \times \text{TG}}$$

4.2.4.3.2 Ergebnis

Die zugesetzten Cadmiumnitratmengen zu der Solidagostreu zeigen keinen deutlichen Effekt auf die Atmungs-raten der Mikroorganismen. In der Tab. 44 und Abb. 35 sind die Gesamt-CO₂-Produktionsraten (kumulativ) für die Mikroorganismen der Solidagostreu dargestellt. Die produzierten CO₂-Mengen für 3, 6, 9, 12 ... 52 Std. werden aufaddiert. Bei einer Verlängerung des

Tab. 44: Gesamtatmungsraten ($\text{mg CO}_2/\text{gTG}$) von **Mikroorganismen** auf Solidago gigantea Streu mit verschiedenen Cadmiumnitratkonzentrationen nach verschiedenen Inkubationszeiten.

Cadmiumkonzentrationen der Solidagostreu ($\mu\text{g/gTG}$)	Zeit (h)															
	3	6	9	12	15	18	21	24	28	32	36	40	44	52	96	111
0	1,2	2,5	3,8	7,9	10,2	11,7	14,9	16,4	18,5	21,5	24,6	25,9	27,6	33,8	59,6	61,1
20	1,3	1,8	3,4	7,6	10,8	11,8	14,0	17,1	19,4	22,8	24,2	26,2	28,0	33,6	59,5	62,9
100	1,2	2,5	3,6	8,6	10,6	12,3	13,7	17,1	19,5	23,1	24,6	26,5	27,7	35,4	60,8	62,4
1000	1,2	2,4	3,9	8,1	10,6	12,4	14,9	18,1	19,5	23,6	24,9	27,9	29,7	34,7	60,8	64,2

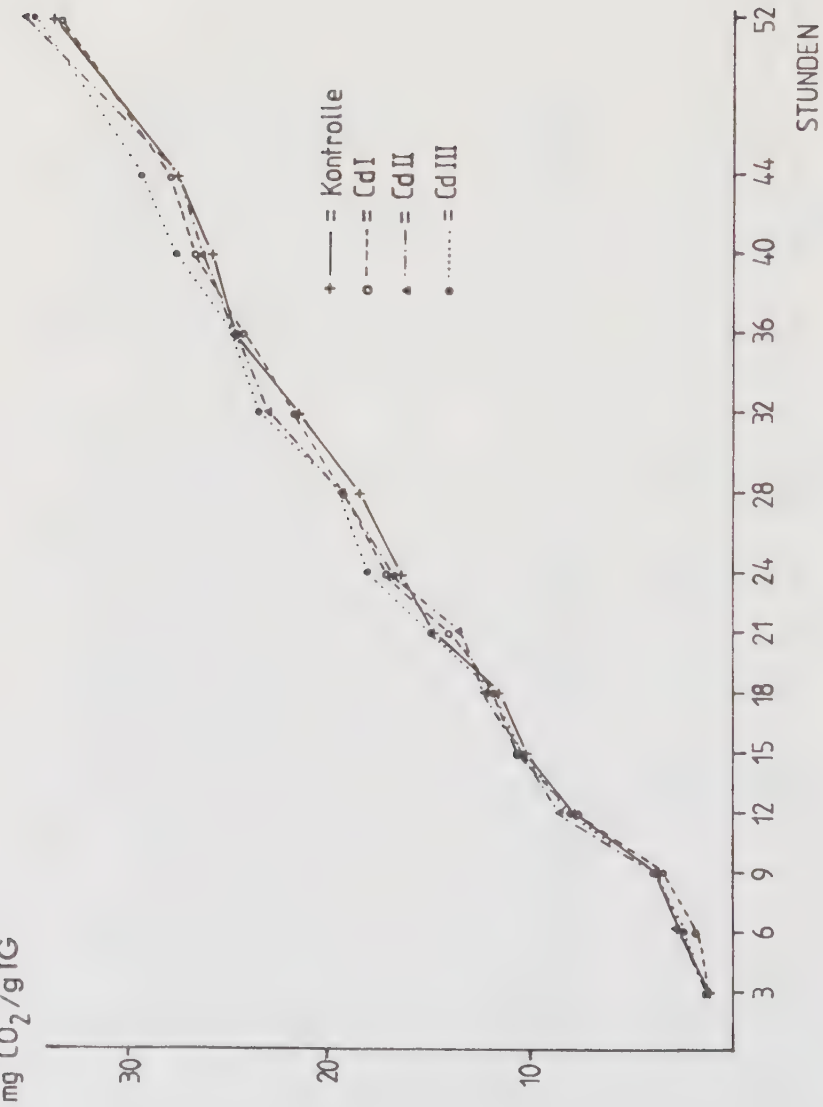


Abb. 35: Kumulative Atmungsraten von Mikroorganismen in Solidagoblattstreu mit verschiedenen Cadmiumnitratkonzentrationen.

Cd I = 20 µg/gTG, Cd II = 100 µg/gTG,
 Cd III = 1000 µg/gTG

Versuchs auf 111 Stunden liegt die kumulative Atmungsrate in der 1000 $\mu\text{g/g}$ - Konzentrationsstufe etwas über den niedrigen Stufen bzw. den Kontrollen.

Die Gesamt CO_2 -Produktionsraten und Atmungsraten pro Zeit der Mikroorganismen in dem Parzellenboden zeigen einen deutlichen Unterschied zwischen den kontaminierten und Kontrollproben (Tab. 45, 46, Abb. 36). Wie bei den Streuatmungsversuchen bestehen zwischen den 0 und 100 $\mu\text{g/g}$ Stufen keine Atmungsunterschiede.

Ein signifikanter Unterschied besteht allerdings zur 1000 $\mu\text{g/g}$ Stufe. Ab 22 Stunden Versuchsdauer kommt es hier zu einer erhöhten Atmungsrate. So ist die Atmungsrate zur Zeit $t = 44$ Stunden mit $0,091 \text{ mgCO}_2 \times \text{h}^{-1} \times \text{g}^{-1}$ Boden mehr als doppelt so hoch, wie in der Kontrolle. Zum Versuchsende gleichen sich die Atmungsrate wieder an.

4.2.4.3.3 Diskussion

Der Isermeyerversuch, ein Versuch mit geringem Material- und Arbeitsaufwand, liefert für Böden, Komposte, Stallmiste und andere organische Substrate schnelle Informationen über Störungen im subletalen Bereich der Testorganismen und somit der Abbauintensität in der jeweiligen Matrix. Unter konstanten Versuchsbedingungen liegt der Methodenfehler unter 1 %.

Daß die Atmungsrate der Solidagostreu selbst bei Cadmiumkonzentrationen von 1000 $\mu\text{g/g}$ TG im Vergleich zu der unkontaminierten Streu nicht verändert ist, kann an den optimalen Substratbedingungen liegen.

Tab. 45: Gesamtatmungsrate (mgCO₂/gTG) von **Mikroorganismen** im Parzellenboden mit verschiedenen Cadmiumnitratkonzentrationen nach verschiedenen Inkubationszeiten.

Cadmiumkonzentration im Testboden		Zeit (h)				
(µg/gTG)		22	42	92	114	136
0 100 1000	0	1,0	1,9	4,1	5,3	6,6
	100	0,6	1,7	4,3	5,7	7,0
	1000	0,8	2,8	7,7	9,4	10,8

Tab. 46: Atmungsraten ($\text{mg CO}_2 \times \text{h}^{-1} \times \text{g}^{-1}$) von Mikroorganismen im Parzellenboden mit verschiedenen Cadmiumnitratkonzentrationen nach verschiedenen Inkubationszeiten.

Cadmiumkonzentration im Testboden ($\mu\text{g/gTG}$)	Zeit (h)	22	42	92	114	136
0		0,044	0,043	0,046	0,054	0,058
100		0,028	0,048	0,055	0,065	0,059
1000		0,036	0,091	0,102	0,079	0,061

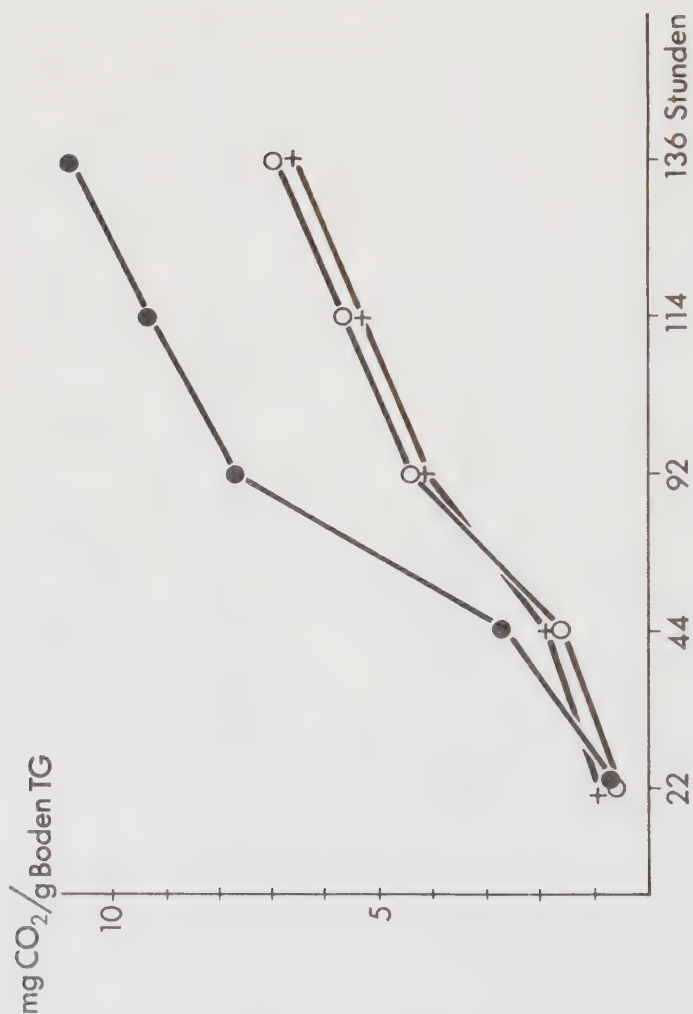


Abb. 36: Kumulative Atmungsraten von Mikroorganismen
im lehmigen Sandboden der Versuchspartzellen
+ = Kontrollen, o = Cd I 100 µg/gTG
• = Cd II 1000 µg/gTG

Bond et al. (1976) berichten über Versuche in einem "coniferous forest soil/litter microcosm", daß schon ab 10 ppm bei einer Versuchsdauer, allerdings von 200 Stunden, die Atmungsrate (CO_2 -Verbrauch) signifikant erniedrigt war.

Dieser Trend wird auch von Chaney et al. (1978) unterstützt, die geringere CO_2 -Bildungsraten in einem Mikrokosmos für Cadmium belastete Stadtstreu und Stadtböden fanden, als für unbelastete Streu und Böden.

5. DISKUSSION

Bei der großen Anzahl von Detaillergebnissen ist es relativ schwierig, die Resultate, zumal sie schon in den entsprechenden Unterkapiteln diskutiert wurden, nochmals an dieser Stelle in voller Breite darzustellen.

Ich werde nachfolgend die gefundenen Ergebnisse in synthetischer Form, aber nach Fragestellungskomplexen getrennt, nochmals erörtern:

1. Streuabbau in Streubeuteln

Die bisher in der Literatur aufgeführten Arbeiten zum Streuabbau beziehen sich in der Regel auf Abbauprozesse von Baumstreu. (Herlitzius & Herlitzius 1977, Bockock et al. 1960, Anderson 1973 a, b, Heath et al. 1966, Inman & Parker 1978, Wittich 1953).

Wittich (1953) studierte auf Mullboden nordöstlich von Berlin den Abbau von Schwarzerlenblätter und fand eine dafür anzusetzende Zeit von 1 Jahr.

Der Streuabbau von unkontaminierter *Solidago-gigantea*-Streu verläuft sehr schnell. Nach 76 Tagen Freilandexposition waren in den Kontrollgrob gazebeuteln nur noch 17 % des Anfangsgewichtes vorhanden. Dies dürfte auf das günstige Stickstoff/Kohlenstoffverhältnis der Streu mit 11,6 und auf das hohe Dekompositionsniveau einer entwickelten ca. 35 jährigen Ruderalfläche zurückzuführen sein (Dunger 1978).

Nach Schaefer (1982) und Kurcheva (1964) sind aber auch die abiotischen Faktoren, wie Temperatur und Feuchtigkeit, der Abbaumatrix von großer Bedeutung.

Die direkte Beteiligung der **B o d e n t i e r e** am Streuabbau und damit am Energiefluß in Ökosystemen ist nicht sehr groß (Schäfer 1982). Ihre Bedeutung ist nach Meinung vieler Autoren (u.a. Hanlon & Anderson 1979, Dumpert 1980) mehr **i n d i r e k t e r** Natur. So z.B. durch Verbreitung von Mikroorganismen, Zerkleinerung und chemische Veränderung des toten organischen Materials, Fraß an Mikroorganismen und die dadurch ausgelöste Wachstumsstimulation bzw. Hemmung einiger Mikroorganismenarten.

Die Bedeutung der Bodenfauna für den Streuabbau haben viele Streuabbauversuche im Freiland, bei denen die Organismen von einer Besiedlung der Streubeutel abgehalten wurden, gezeigt (Gere 1956, 1963, Ghilarov 1970, Herlitzius & Herlitzius 1977, Kurcheva 1960, Witkamp & Crossley 1966).

Die Versuchsergebnisse zeigen, daß die Streu der Gazebeutel, zu denen die Meso- und Makrofauna Zutritt hat, zu 5 % stärker reduziert wird als die Streu, zu der nur Mikroorganismen Zutritt haben. Der Anteil der Fauna am Streuabbau ist, mit Literaturwerten verglichen, recht gering. So fand Zlotin (1971) bei Eichenstreuabbauversuchen, daß der mikrobielle Anteil 12 %, der Abbauanteil durch Meso- und Makrofauna aber um 35 % liegt. Den abiotischen Anteil ermittelte er mit 8 %. Kurcheva (1964) fand ebenfalls bei Abbauanalysen von Eichenstreu einen mikrobiellen Anteil von ca. 10 % und einen faunistischen Anteil von 50 %.

Die Abundanz der Fauna in den Streubeuteln wird durch zwei Prozesse gesteuert:

1. durch die s a i s o n a l e S c h w a n -
k u n g e n der Bodentiere (Phänologie). So sind
die adulten Oribatiden in den Monaten April -
Juni häufig, während die Collembolen ihr Maximum
im Oktober haben (Anderson 1975). Die Einwanderung
der Organismen zu den verschiedenen Jahreszeiten
setzt jedoch auch optimale mikroklimatische Bedin-
gungen, insbesondere die der Feuchte, voraus. Der
trockene und warme Sommer 1982 hat einer stärkeren
Besiedlung durch die Mesofauna sicher entgegenge-
wirkt. Doch durch das Tauchen der Solidagostreu
und das Nachberegnen der Versuchsparzellen nach
der Kontamination, dürfte zumindest eine nasse
zweite Junihälfte simuliert worden sein.

Herlitzius & Herlitzius (1977) und Kurcheva (1964)
fanden für nasse Sommer einen deutlich stärkeren
Streuabbau als für die Winterperiode. Der Abbau
frischer Streu, die bei Herlitzius & Herlitzius
(1977) sowohl über den Winter als auch über den
Sommer ausgelegt wurde, war insgesamt in der Summe
der beiden Halbjahre bedeutend höher, als der Abbau
der Streu die ein ganzes Jahr ununterbrochen auslag.
Die ersten Abbauschritte (leaching ?) laufen demnach
deutlich schneller ab als die folgenden.

2. durch die sukzessionale Schwankungen, die durch
unterschiedliche Substratbedingungen ausgelöst
werden.

Die frisch ausgelegte Streubeutelstreu stellt nur ein geringes Angebot für pilzfressende Bodentiere (z.B. die Oribatidengattungen *Tectocepheus*, *Carabodes* und *Chamobates*) dar. Die mikroflorale Besiedlung auf den Streublättern muß erst beginnen, damit diese Organismen auch die entsprechende Nahrung finden. Die geringen Besiedlungsdichten in der Anfangsphase des Streuabbaus der *Solidagostreu* spiegelt dies wider.

Zu Anfang wird die Besiedlung der Streublätter durch cellulose- und stärke-spaltende Pilze und Bakterien durch Blattphenole und Tannine verhindert. Diese müssen erst durch "leaching" reduziert werden (Harrison 1971). Nur Spezialisten unter den Pilzen und Bakterien gelingt in dieser Abbauphase eine Besiedlung. Einen negativen Einfluß von hochpolyphenolischen Blattverbindungen und Tanninen auf den Fraß von Bodentieren konnte von Anderson (1973 b) nachgewiesen werden.

Die zweite Phase der biozönotischen Entwicklung wird im starken Maße durch den verringerten Phenolgehalt beeinflusst. Es kommt zu einem raschen Ansteigen der Pilz- und Bakterienbesiedlung, welche wiederum die bakterio- und mycophagen Bodentiere nach sich ziehen. Diese Phase scheint in den *Solidagostreubeuteln* nach ca. 7 Wochen Auslagezeit erreicht zu sein. Das nun vorliegende Spektrum von Organismen und Abbauprodukten führt zu einer Erhöhung der Bodenorganismenvielfalt (Diversität). Margalef (1958) stellte diese Phänomene für Planktongesellschaften dar, wo die Speziesdiversität auch mit der Zunahme von organischen Abbauprodukten anstieg.

Auch die Anzahl der Prädatoren (Gamasina) wird über die größere Zahl von Bodentieren erhöht. So entwickelten sich die Abundanzen der Gamasinen in den unkontaminierten Grobgaze-Solidagostreubeuteln mit 26 Individuen pro 10 Streubeutel auf 64 Individuen pro 10 Beutel von der 7. bis zur 11. Auslagewoche. Metz & Farrier (1969) fanden auch ein paralleles Ansteigen der Diversität von räuberischen Milben (Gamasina) zu den nichträuberischen Arten in den Streubeuteln.

Der Anstieg der Diversität in den Streubeuteln wird jedoch nicht nur durch die Vergrößerung des Nahrungsspektrums sondern auch durch eine Erhöhung von Kleinhabitaten gewährleistet. So beobachtete Anderson (1975) für die Oribatidenbiozönose in Streubeuteln in der Anfangsphase einen Evennesswert ¹ E von 0,41, der während des ersten Expositionsjahres der Streu auf 0,71 anstieg. Mycophage Gattungen der Oribatiden (s.o.) wurden von mehr blattstreuressenden Gattungen, wie Stegacarus und Phthiracarus, abgelöst.

Wenn Mesofaunaarten nicht in den unkontaminierten Streubeuteln aber in dem umgebenden Boden gefunden werden, so heißt das, daß das zu besiedelnde Abbau stadium der Streu noch nicht erreicht wurde, für das diese Organismen typisch sind.

- 1 Evenness gibt den Ausbildungsgrad der Diversität an:

$$E = \frac{H_s}{H_{\max}} = \frac{H_s}{\ln S}$$

wobei H_s = Mannigfaltigkeitsindex nach Shannon
Weaver

$\ln S$ = Log.naturalis der Gesamtartenzahl

Wichtig bei den oben angeführten Versuchen ist allerdings, daß immer die realen natürlichen Abbauphasen, nämlich von Oktober bis Mai untersucht wurden. Eine Erklärung für die recht geringe Beteiligung der Bodenfauna in dem von mir durchgeführten Abbauprozess von Solidagoblattstreu kann darin zu suchen sein, daß viele Tiere (Collembolen, Asseln, Oribatiden) in den Sommermonaten, in denen die Streubeutel auslagen, ein Aktivitätsminimum hatten.

Die hohe m i k r o b i e l l e Aktivität in den Solidagostreubeuteln in der Anfangsphase des Streuabbaues ist neben den guten Nährstoffbedingungen der Streu, sicherlich den von den Experimentatoren geschaffenen optimalen Milieubedingungen im Streubeutel, nämlich Tauchen und Begießen der Streubeutel, zu verdanken. Die Bedeutung von Feuchtigkeit und Temperatur für Abbauprozesse wird bei Wood (1974) diskutiert.

Mit fortschreitender Auslagezeit bleiben immer mehr Gerüstkomponenten wie Hemicellulose und Cellulose zurück. Andere Komponenten wie Lignin, mit polymeren, aromatischen und stark vernetzten Strukturen sind ebenfalls relativ resistent gegenüber mikrobiellen Enzymen (Carpenter et al. 1983).

Suberkropp et al. (1976) nehmen an, daß durch Interaktionen zwischen pflanzlichen Phenolen, Ligninverbindungen und N-haltigen Verbindungen der Pflanzenstreu nicht nur abbauresistente Komplexe gebildet werden, sondern die notwendige N-Verfügbarkeit für Mikroorganismen abnimmt. Dieser Prozeß könnte das Phänomen erklären, daß in den Feingazebeuteln zwischen dem 31. Abbauprozess und dem 76. Tag nur noch 6 % mehr Streu abgebaut wurde, im Gegensatz zur ersten Abbauphase (1. - 31. Tag) mit 73 %.

Ein Problem ist, bei den von mir gefundenen Abbauraten, die methodische und bilanzmäßige Trennung von abiotischen und biotischen Abbauteilen. Der große Anfangsverlust an Solidagostreu ist sicherlich auf das Auslaugen ("leaching") zum einen und dem Abbau von leicht löslichen Komponenten der Streu (z.B. Monosaccharide) durch Mikroorganismen zum anderen zu erklären.

Anderson (1973), der den Streuabbau auf einem Mullboden mit Buchenbestand und einem Moderboden mit Kastanienbestand beobachtete, fand an frei ausgelegten Blättern, daß der abiotische Abbau der Buchenstreu einen Anteil von 25 % hatte. Für die Kastanienblattzersetzung fand er sogar, daß im ersten Jahr mehr als 85 % durch "leaching" verschwinden kann. In dem genannten %-Wert ist meiner Meinung nach aber auch der mikrobielle Abbauteil enthalten.

Da er den "leaching"-Anteil direkt auf leicht lösliche Zellinhaltsverbindungen bezieht, diese aber in der Regel während des Alterungsprozesses der Blätter in den Pflanzensproß zurückverlagert werden, ist es von großer Bedeutung, ob die Streu der Gazebeutel echte, gealterte Streu ist oder von den Pflanzen während der Vegetationsperiode abgeerntet wurde.

Inman & Parker (1978) diskutieren dieses Problem ebenfalls.

Natürlich gealterte, echte Bodenaufgestreu zeigt in der Regel geringere Auswaschungsraten als von den Pflanzen abgeerntete Blattstreu. Ich führte den Streuabbauversuch in den Monaten Juni, Juli, August und September durch. Die Streuprobe waren also gegenüber dem natürlichen Laubfall 5 Monate zu früh den Abbaupro-

zessen ausgesetzt worden. Auch die Qualität der Streu entsprach nicht der von natürlich am Sproß gealterten Blattstreu.

Über natürlichen Bedingungen sind Pflanzen, Tiere und Mikroorganismen den wechselhaften Faktoren wie Temperatur, Feuchte etc. im Jahresverlauf angepaßt. Das bedeutet, daß der Zeitpunkt der Streuexposition von Bedeutung für den Abbau sein muß.

Herlitzius (1983) fand in seinen Untersuchungen, daß die Monate August und September die größeren Abbauraten für Haselnußblattstreu erbrachten, im Gegensatz zu den Monaten Februar und März. Er spricht von Frühjahresstagnation und Spätsommerprogression des Haselnußblattstreuabbaues.

Er beschreibt den Streuabbau mit *s i g m o i d e n* Kurven, in denen er drei Phasen unterscheidet:

s_1 - Phase: langsamer Anlauf der Abbauprozesse, vorwiegend durch Mikroorganismen.

s_1 - Phase: steiler Anstieg der Abbauprozesse, vorwiegend durch Meso- und Makrofauna.

s_3 - Phase: allmählicher Ausklang der Abbauprozesse (insbesondere Zersetzung der Blattrippen), vorwiegend durch Mikroorganismen.

Die s_1 -Phase dauerte im Auenwald 3 Monate, die Phase s_2 4 Monate, und nach 7 Monaten setzte die s_3 -Phase ein und verläuft je nach Blattart unterschiedlich lang.

Der Solidagostreuabbau verläuft exponential, in 2 zu unterscheidenden Phasen (Kap. 4.1.2):

Phase 1: steiler Anstieg der Abbauprozesse durch mikrobielle Aktivität und Auslaugung der leicht löslichen Streuinhaltsstoffe am Anfang des Streuabbaus.

Phase 2: allmählicher Ausklang der Abbauprozesse durch Hinzutreten der Bodenmesofauna (Streuzerkleinerung) in einer späteren Phase mit geringer Abbaugeschwindigkeit.

Anderson (1973), Mindermann (1968) und Witkamp & Olson (1963) beschreiben nahezu ähnliche Verläufe der Abbauprozesse wie Herlitzius (1983 a, b). Heath et al. (1966), die den Streuabbau von Blättern der Ulme, des Maizes, der Linde und der Birke auf Brachflächen untersuchten, fanden einen sehr schnellen Streuabbau. Die Ulmenblätter waren nach 2 Monaten zu 100 %, die Maizblätter zu 85 % und die Lindenblätter zu 55 % abgebaut. Die gefundenen Abbaukurven zeigen auch hier, ähnlich wie die beim Solidagostreuabbau gefundenen, einen exponentiellen Verlauf. Bei Streuabbauuntersuchungen in denen die Abbaurate einem exponentiellen Kurvenverlauf entspricht, handelt es sich meist um Böden mit hoher Dekompositionsaktivität und/oder leicht abbaubarer Streu.

Herlitzius (1983 b) vertritt dagegen die Meinung, daß der gefundene exponentielle Kurvenverlauf bei kurzen Probenentnahmeintervallen (1 x Woche) auch den von ihm für alle Streuabbauprozesse angenommenen

sigmoiden Verlauf annehmen wird. Für ihn ist der exponentielle Verlauf also ein Artefakt.

Die von mir gefundenen Ergebnisse weichen von den Resultaten von Herlitzius (1983 a,b), der mit die bedeutenste Streuabbauuntersuchung in Deutschland in einem Waldökosystem durchgeführt hat, in folgenden Punkten ab:

1. Bei ihm hatten die Mikroorganismen der Feingaze-streubeutel einen Abbauanteil an der Haßelnußblattstreu von 40 % im Auenwaldstandort. Der Untersuchungszeitraum betrug 1 Jahr. Das ist erheblich geringer als der mikrobielle Anteil beim Abbau von Solidagoblattstreu mit 75 %.
2. Nach dem Zutritt der Mesofauna erhöhte sich der Abbau auf ca. 50 % für die ausgelegte Haßelnußblattstreu. In der Untersuchung des Solidagoblattstreuabbaues steigt der Abbau aber nur um weitere 5 % an.
3. Die Makrofauna im Verbund mit den anderen Organismen konsumierte schließlich bei Herlitzius 72 % der ausgelegten Haßelnußblattstreu. Bei der Solidagoblattstreu beträgt der Makrofaunafraßanteil max. 5 % vom Gesamtstreuabbau.

In den einzelnen Streubeutelserien hatte Herlitzius allerdings, wahrscheinlich durch den hohen Anteil der Fauna, sehr große Standardabweichungen, was zu Variabilitätskoeffizienten bis zu 67 % führte. Diese sind aber durchaus, seiner Meinung nach, ökologisch interpretierbar (Herlitzius 1983 b).

2. Auswirkung der Cadmiumkontamination auf den Streuabbau in Streubeuteln und die Besiedlung durch Bodenflora und Bodenfauna.

Dieser Untersuchungskomplex erbrachte eine starke bis zu 50 %ige Reduktion des Solidagostreuabbaus unter Cadmiumbelastung, sowie eine deutlich geringere Besiedlung durch die Mesofauna der ausgelegten Cadmiumstreubeutel (Kap. 4.1.2.1 und 4.1.2.4).

Dies stimmt mit den Ergebnissen von Coughtrey et al. (1979), Tyler (1972, 1976) und Strojan (1978 a) überein, die jeweils in der Nähe von großen Emittenten (z.B. Zinkschmelzen), eine dickere Auflagestreichschicht fanden als in entfernteren Gebieten zu den Emittenten. Bei Strojan (1978 a) betrug die Reduktion des Streuabbaus in den belasteten Beuteln 50 % im Vergleich zu den Kontrollen. Die Auflagestreichschichtdicke in den untersuchten Ökosystemen war jeweils direkt korrelierbar mit dem Cadmiumgehalt in der Streu und der Abundanz und Diversität der Bodenarthropoden in ausgelegten Streubeuteln.

Die Streuabbauhemmung unter Cadmiumbelastung war in den Feingazebeuteln, zu denen nur die Mikroorganismen Zugang hatten, am geringsten. Dies geht einher mit anderen Untersuchungen, die an mit Cadmium belasteten Standorten durchgeführt wurden. Die Mikroorganismen waren jeweils in ihrer absoluten Zahl und in der Diversität nur leicht reduziert (Bewley 1981, Doelman & Haanstra 1979 b, Martin et al. 1980).

Anders stellt sich die Situation für die Cadmium kontaminierten Gazebeutel dar, zu denen neben den Mikroorganismen auch die Bodenmeso- und Bodenmakrofauna

Zutritt hatte. Sowohl der gravimetrische Streuabbau als auch die Besiedlung der Streubeutel war stark verringert. Bei einer größeren Reststreuemenge in den Cadmium kontaminierten Streubeuteln wäre normalerweise auch eine größere Organismenzahl (Abundanz) zu erwarten. Anderson (1975) konnte allerdings auch keine positive Korrelation zwischen den Beutelstreugewichten und der Anzahl der Tiere in den Gazebeuteln herausarbeiten.

Die gefundenen Streuabbauleistungen in den mit Cadmium kontaminierten Solidagostreubeuteln sind im Vergleich zu den unbehandelten Streubeuteln s i g n i f i -
k a n t geringer. Cadmiumnitrat wirkt in den eingesetzten Konzentrationen massiv auf die Geschwindigkeit des Streuabbaues und somit auf die Streuabbaurate ein (s. Kap. 4.1.2.1).

Der normalerweise innerhalb eines Jahres ablaufende Humifizierungsprozeß der Solidagoblätter nimmt somit einen längeren Zeitraum in Anspruch oder wird ganz unterbrochen. Immer mehr Nährstoffe (z.B. Stickstoff) werden für die Primärproduzenten unverfügbar in nicht abgebauter Streu gebunden. Wichtige Nährstoffe wie Phosphor und Stickstoff können langfristig in Ökosystemen, die durch Cadmium belastet sind, ins Minimum kommen, und eine optimale Versorgung der Pflanzen ist nicht mehr gewährleistet. Bei andauernder Störung des Solidagostreuabbaues kann es damit zu einer V e r r i n g e r u n g d e r N e t t o p r o d u k t i o n der pflanzlichen Biomasse kommen. Tyler (1972) und Strojan (1978) diskutieren diese Möglichkeit für schwermetallbelastete Waldökosysteme.

Immer einen gleichen Cadmiumeintrag pro Zeit in ein Ökosystem vorausgesetzt, wird sich bei Reduzierung der Nettoprimärproduktion die Cadmiummenge auf eine geringere Menge neu gebildeter Biomasse verteilen und diese stärker belasten. Die ständige Zunahme der Cadmiumkonzentration in der pflanzlichen Biomasse bei verringertem Bestandsabfall, führt die Humifizierungs- und Remineralisierungsprozesse auf geringste Umsatzraten.

Argumente zur Interpretation der Ergebnisse aus dem Streuabbauversuch kann man auch aus den Daten entnehmen, die bei der Untersuchung der Besiedlung der Streubeutel durch die Bodenmesofauna gefunden wurden (Kap. 4.1.2.4).

Die Kontrollstreubeutel waren mit Abstand am stärksten durch Bodenmesofauna besiedelt. Das wurde für die Hornmilben (Oribatiden), die Springschwänze (Collembolen) und die prostigmaten Milben, alles potentielle Streuzersetzer und Mikrophytophage (Dimpert 1980) nachgewiesen. Durchaus ist wahrscheinlich zu folgern, daß die genannten Organismengruppen in den Kontrollstreubeuteln sowohl Streu als auch Mikroorganismen konsumieren. Das führt in der Bilanz nach 76 Tagen Versuchsdauer im Freiland bei den Mittलगazestreubeuteln zu einem Gewichtsverlust von 80,6 % und bei den Grobgazestreubeuteln zu 82,6 %.

Bei den Cadmium belasteten Streubeuteln kommt es zu einer drastisch geringeren Streubeutelbesiedlung. Die Bodenmeso- und Bodenmakrofauna-Organismen scheinen das Cadmium wahrzunehmen und wandern nicht in die Streu ein oder die mikrobiologische Besiedlung der

Streu hat nicht die mikrobielle "Qualität", die eine Besiedlung reizvoll machen würde. Einige Cadmium tolerante Bodenfaunaarten besiedeln dennoch die Streubeutel und wirken wie in Kap. 4.1.2.1 hypothetisch ausgeführt, auf die Cadmium-toleranten Bodenmikroorganismen ein.

Eine quantitative Abschätzung für die Beeinträchtigung der Bodenmeso- und -makrofauna am Solidagostreuabbau unter Cadmiumeinfluß ist aus den gefundenen Ergebnissen nicht abzuleiten, da die Reststreumengen in den Cadmium kontaminierten Streubeuteln, zu denen die Fauna Zutritt hatte, 1,5 bis 2 fach höher waren, als in den Feingazebeuteln.

Die Frage, welche Bodenorganismengruppe durch das Cadmium wie stark am Streuabbau behindert wird, ist auch nach dem durchgeführten Streubeutelversuch nicht eindeutig zu klären. Die Mikroorganismen (Bakterien, Pilze) bauen, wie in den Feingazebeuteln gezeigt, unter Cadmiumbelastung ca. 20 % weniger Streu in 76 Tagen ab. Wobei man den in Kap. 4.1.2.1 diskutierten optimalen Feuchtegehalt der Solidagostreu in den Feingazebeuteln, bei der Beurteilung dieser Werte, im Auge behalten sollte. Die schlechteren Feuchtebedingungen in den Mittel- und Grobgazestreubeuteln kommen dort als zusätzliche Stressfaktoren neben dem Cadmium in Frage und können zu einer größeren Hemmung der Bodenmikroorganismen führen, als in den Feingazebeuteln dokumentiert wurde.

Bei anderen Untersuchungen, in denen eine Reduktion der Dekompositionsrate unter Schwermetallbelastung im Freiland gefunden wurde, konnte auch immer eine verminderte Anzahl von saprophagen Invertebraten sowohl in der Artenzahl als auch in der Abundanz festgestellt

werden (Freeman & Hutchinson 1980, Killham & Wainwright 1981, Strojan 1978 b, Williams et al. 1977, Hutchinson 1980).

3. Dynamik der Cadmiumgehalte in der Beutelstreu

Die Solidagostreu nahm wie in Kap. 4.1.2.2 beschrieben, beim Tauchen Cadmium über die Menge hinaus auf, die der aufgenommenen Wassermenge entsprochen hätte. Cadmium wird demnach von der Solidagostreu adsorptiv angelagert. Das Ansteigen des *r e l a t i v e n* Cadmiumgehaltes in der Solidagostreu während der Expositionszeit kann durch den Verlust von Blattmaterial durch CO_2 -Metabolisierung durch Mikroorganismen und Bodenfauna sowie durch Auswaschen der Blattmaterialien zustande kommen. Das Verhältnis des Cadmiumgehaltes zum Streugewicht nimmt dadurch relativ zu.

Mit fortschreitendem Dekompositionsprozeß der Blattstreu im Freiland steigt auch das Verhältnis von unlöslichen Blattsubstanzen (Lignin, Hemicellulose, Cellulose) zu löslichen Blatteinhaltsstoffen (Monosaccharide), da die letztgenannten in stärkerem Maße ausgewaschen werden. Da aber nur die unlöslichen Blattsubstanzen in der Lage sind Cadmium zu komplexieren bzw. zu adsorbieren, steigt der relative Cadmiumgehalt in der Gazestreu stetig an. Cisternas & Mignolet (1982) schlagen deshalb die relative Bleizunahme als Index für den Fortgang der Streudekomposition vor.

Tyler (1972) berichtet von höheren Metallkonzentrationen in den Streuteilen, die stärker zersetzt sind, im Vergleich zu weniger zersetzten. Coughtrey et al. (1979) fanden in Streupartikeln in der Größe von 0,5 - 1,0 mm 60 µg/g TG Cadmium und in den Partikeln größer 8,0 mm 39 µg/g TG Cadmium, jeweils in der unmittelbaren Nähe einer Zinkhütte. Dies zeigt auch, daß die Ausgangsstreu und somit die Primärkonsum-

menten geringeren Cd-Konzentrationen ausgesetzt sind als die folgenden Zersetzer (Sekundärzersetzer und Mikroorganismen).

Die Cadmiumkonzentrationen der Solidagostreu in den Gazebeuteln sind vergleichbar mit real gefundenen Cadmiumkonzentrationen in der Nähe von Zinkhütten. Strojan (1978 a) fand in 1 Km Entfernung zu einer englischen Zinkschmelze 900 µg/g TG Cadmium in der Blattstreu. In 6 Km Entfernung zur o.g. Zinkhütte hatte die Blattstreu noch 250 µg/g TG.

4. Bedeutung des C : N Verhältnisses für den Streuabbau

Nach vielen Autoren (Dunger u.a. 1978) ist das Verhältnis von Kohlenstoff- zu Stickstoffgehalt der Blattstreu für die Abbaugeschwindigkeit der Streu von großer Bedeutung.

Bei der von mir durchgeführten Untersuchung dieser Blattinhaltsstoffe ist das C/N Verhältnis nach 72 Tagen Expositionsdauer günstiger als bei frisch ausgelegten Solidagoblättern.

Das bedeutet, daß der Kohlenstoff stärker abgebaut wird als der Stickstoff. Die stärkere Abnahme des Kohlenstoffs ist ein Produkt der großen mikrobiellen Aktivität und des Auswaschens von gut löslichen Kohlenhydraten, die nach Bennert (1973) bis zu 10 % des Trockengewichtes bei krautigen Pflanzen ausmachen können.

5. Veränderung der C, N und Cellulosegehalte während des Solidagostreuabbaues

Die in Kap. 4.1.2.3 dargestellten Kohlenstoff-, Stickstoff- und Cellulosegehalte verändern sich zwar nicht relativ (%) in der Streu während der Abbauphasen, doch absolut sind diese Gehalte in den Streubeuteln auch verringert worden. Hier wird auch die wichtige Rolle der Bodentiere in Stoffkreisläufen klar, vor allem in denen des Stickstoffs und des Phosphors. Einerseits tragen die saprophagen Bodentiere nämlich dazu bei, daß die organischen Stoffe zu anorganischen Verbindungen remineralisiert werden, andererseits der Stoff-Fluß in die anorganische Phase durch Inkorporation in die Körpersubstanz saprophager, mikrophytophager und zoophager Tiere verlangsamt wird (Beck 1978, Crossley 1977) und kontinuierlich erfolgt. Gerade für das Solidagostreusystem mit schneller Abbaurate und großer Auswaschungsgefahr für die Nährstoffe, ist eine Deponierung in den verschiedenen Organismen, mit verzögerter Freigabe der Nährstoffe, vorteilhaft. In diesem Zusammenhang sei auch auf die Fähigkeit der Bodenpilze verwiesen, die in der Lage sind, Nährstoffe (u.a. Ca, N) in ihrem Gewebe im Vergleich zur Umgebung anzureichern (Cromack et al. 1975).

6. Verteilung des applizierten Cadmiums in dem ruderalen Ökosystem

Wie in den Kapiteln 4.1.2.2 und 4.1.3 aufgezeigt worden ist, verteilt sich das ausgesprühte Cadmium in allen untersuchten Ökosystemkompartimenten.

Die Cadmiumbelastung der Solidagopflanzenteile nimmt mit folgender Reihung ab: Blätter, Samen, Sprosse, Blüten. Die Solidagoblätter, der der Cadmiumapplikation folgenden Vegetationsperioden, sind dann aber jeweils geringer mit Cadmium belastet als die Solidagosprosse. Das deutet auf einen Verteilungsgradienten des Cadmiums in der Pflanze, nach der Cadmiumaufnahme aus dem Boden, hin.

Im Parzellenboden war jeweils der 0 - 4 cm Horizont stärker mit Cadmium belastet als die darunterliegenden Bodenschichten. Aufgrund des relativ hohen Anteils von organischer Substanz im Oberboden kommt es nicht zu einer Auswaschung der Cadmiumionen.

Der Hauptdeponieort ("sink") für das applizierte Cadmium ist allerdings die Auflagestreu in den Versuchspartzellen.

Coughtrey et al. (1979), Tyler (1976), Strojan (1978), Doelmann & Haanstra (1979 a), Freedman & Hutchinson (1984) und Killham & Wain-Wright (1981) fanden bei ihren ökosystemaren Untersuchungen auch, daß die Auflagestreu das am stärksten mit Cadmium belastete Kompartiment war. Nach der Meinung von Tyler (1978) kann die Streuschicht Schwermetalle wie Cadmium, mehrere hundert Jahre speichern.

Die Belastung der Makrofauna mit Cadmium ist erheblich (Kap. 4.1.5). Am stärksten sind die Detritovoren mit dem Schwermetall kontaminiert. Somit scheint der Transfer des Cadmiums von den Solidagoblättern bzw. der Streu auf die Asseln und Regenwürmer besonders intensiv zu laufen.

Asseln akkumulieren Cadmium aus ihrer Nahrung in einem viel größerem Maße als von allen anderen Arthropoden bekannt ist und sind somit eine Quelle für hohe Cadmiumgehalte für ihre Räuber, wie Käfer, Vögel und Spitzmäuse (Coughtry et al. 1977, 1980, Martin & Coughtry 1981, Joosse et al. 1981, Hopkin & Martin 1982).

Für andere Schwermetalle kommen Joosse et al. 1981, Martin & Coughtry 1981 und Hopkin & Martin 1982 zu ähnlichen Ergebnissen bei den Asseln.

Die zoophagen Coleopteren sind im Gegensatz zu den Detritivoren nur gering mit Cadmium belastet. Wie schon in Kapitel 4.1.5 ausführlich diskutiert, sind dafür wahrscheinlich ernährungsspezifische Gegebenheiten bei dieser Organismengruppe verantwortlich zu machen.

Für Untersuchungen über die Verteilung von Cadmium in Ökosystemen muß es von Grundinteresse sein, wie sich die Konzentrationsveränderungen dieses Schwermetalls auf verschiedenen trophischen Ebenen gestaltet und welche Reaktionen die Organismen der jeweiligen Ebene auf die entsprechenden Cadmiumkonzentrationen zeigen.

7. Laborversuche zur Wirkung von Cadmiumnitrat auf Glieder der Detritusnahrungskette.

Die durchgeführten Laborversuche an wichtigen Organismen der Abbaunahrungskette (Collembolen, Regenwürmer, Asseln und Mikroorganismen) aus dem ruderalen Ökosystem zeigten, daß bei den applizierten Cadmiummengen des Freilands, im Labor eingesetzt, Letalität bei den Organismen (Coll.) hervorzurufen ist. Wobei mit der Bewertung der Laborergebnisse immer die Diskussion über die Übertragbarkeit der gefundenen Resultate mitschwingen sollte.

Aber nicht nur das Absterben einer bestimmten, unter Cadmiumeinfluß stehenden Tierart hat eine ökologische Relevanz, sondern auch schon die Schwächung der Organismen (Verminderte Biomassenproduktion, Verminderte Atmungsaktivität, Verminderte Fraßleistung) bzw. Zeugung einer geringeren Anzahl von Nachkommen durch die Tiere (Reproduktion) hat erhebliche, ökosystemare Bedeutung.

Das gilt auch für das Anreichern des applizierten Cadmiums in den Körpern der Tiere im Vergleich zum umgebenden Medium. In Kap. 4.2.2.3 konnte nachgewiesen werden, daß der Lumbricid *Eisenia foetida* das Cadmium in seinem Körper anreichert.

6. ZUSAMMENFASSUNG

1. Der Streuabbau von Cadmium-kontaminierter und unkontaminierter *Solidago-gigantea*-Blattstreu wurde im Freiland im Streubeutelversuch mit unterschiedlichen Maschenweiten über 76 Tage untersucht. Der Streuabbau von unkontaminierter *Solidagostreu* verläuft sehr schnell. Nach 76 Tagen enthalten die Grobgazestreubeutel (6 mm) nur noch 83 % des Ausgangsgewichtes. Der mikrobielle Anteil beträgt daran 75 %. Die Cadmium kontaminierten *Solidago*-blätter werden erheblich langsamer abgebaut. So wird die Streu der Grobgazebeutel mit der hohen Cadmiumkonzentration ($> 333 \mu\text{g/g TG}$) nur halb so schnell abgebaut wie die vergleichbare Streu in den Kontrollbeuteln.

Bei den feinmaschigen, mit Cadmium kontaminierten Streubeuteln, in denen nur Mikroorganismen aktiv werden können, ist die Abbaubremmung um die Hälfte geringer als in den vergleichbaren grobmaschigen Gazebeuteln. Die Mikroorganismen werden durch Cadmium weniger geschädigt.

2. Die Verwendung von Gazebeuteln mit unterschiedlichen Maschenweiten ergab eine mit zunehmender Cadmiumbelastung abnehmende Besiedlungsdichte durch Bodentiere (Collembolen, Milben).

3. Streuinhaltsstoffe (C, N und Cellulose) der *Solidago*-blätter werden in den mit Cadmium kontaminierten Blättern relativ (%) nicht weniger abgebaut als in den unkontaminierten Blättern.

Das C : N Verhältnis verringert sich während der Expositionszeit der Streubeutel sowohl bei kontaminierter als auch bei unkontaminierter *Solidago*-streu.

4. Während der Exposition der Solidagostreu im Freiland ändert sich der absolute Cadmiumgehalt der Streu nur geringfügig. Die Zunahme wird durch Einspülen des Cadmiums vom Oberboden bzw. durch Abspülen des Cadmiums von den besprühten Solidagoblättern erklärt.
5. Die Zusammensetzung der Versuchsparzellenvegetation ändert sich unter Cadmiumbelastung über 3 Vegetationsperioden nicht.
Anfängliche Blattnekrosen und Blattchlorosen an den Solidagoblättern kurz nach der Applikation werden innerhalb weniger Wochen durch die Pflanzen, durch Abwurf der betroffenen Blätter, entfernt.
6. Von der applizierten Cadmiummenge filtert die Solidagovegetation beim Sprühprozeß einen erheblichen Anteil heraus.
7. Die Untersuchungen zum Verbleib des Cadmiums in den einzelnen Ökosystemkompartimenten stellen die Streuauflage des Parzellenbodens als pflanzlichen Hauptdeponieort ("sink") für das Cadmium heraus. In der Fauna wird das Cadmium in den Detritovoren (Asseln, Regenwürmer) am stärksten angereichert.
8. Die Bilanzierung des applizierten Cadmiums erbrachte eine Wiederfindungsrate von 68,4 %. Die Cadmiumdefizite sind größtenteils auf aufschlußspezifische Kriterien zurückzuführen.
9. Durchgeführte Laborversuche an Gliedern der Detritusnahrungskette (Collembolen, Regenwürmer, Asseln, Mikroorganismen) aus dem ruderalen Ökosystem zeigen

bei in der Untersuchung im Freiland eingesetzten Cadmiumkonzentrationen letale und subletale Reaktionen.

7. LITERATURVERZEICHNIS

- Albert, R. (1977): Struktur und Dynamik der Spinnenpopulationen in Buchenwäldern des Solling. Verhandl. Ges. Ökol. Göttingen, 83-91, The Hague: Junk.
- Andre, H., Ph. Lebrun (1979): Quantitative comparison of the funnel and the brushing methods for extracting corticolous micro-arthropods. Ent. exp. & appl. 26, 252-258.
- Anderson, C. (1979): Cadmium, lead and calcium content, number and biomass in earthworms (Lumbricidae) from sewage sludge treated soil. Pedobiologia 19, 309-319.
- Anderson, J.M., I.N. Healey (1972): Seasonal and inter-specific variation in major components of the gut contents of some woodland Collembola. J. Anim. Ecol. 41, 359-368.
- Anderson, J.M. (1973 a): The breakdown and decomposition of sweetchestnut (*Castanea sativa*) and beech (*Fagus sylvatica*) leaf litter in two deciduous woodland soils. I. Breakdown, leaching and decomposition. Pedobiologia 12, 251-274.
- Anderson, J.M. (1973 b): The breakdown and decomposition of sweetchestnut (*Castanea sativa*) and beech (*Fagus sylvatica*) leaf litter in two deciduous woodland soils. II. Change in carbon, hydrogen, nitrogen, polyphenol content. Pedobiologia 12, 275-288.
- Anderson, J.M. (1975): Succession, diversity and trophic relationships of some soil animals in decomposing leaf litter. J. Anim. Ecol. 44 (2), 475-496.
- Anderson, A. (1977): Heavy metals in Swedish soil on their retention, distribution and amounts. Swedish J. agric. Res. 7, 7-20.
- Anke, M., A. Hennig, M.-J. Schneider, B. Groppe, M. Grün, M. Partschfeld, M. Lüdhe (1976): Der Einfluß des Schadstoffes Cadmium auf den Stoffwechsel und die Gesundheit von Tier und Mensch. Wissenschaftl. Zeitschrift d. Karl-Marx-Universität Leipzig, Math.-Naturwiss. Reihe 25, 241-261.
- Arbeitsgemeinschaft der Großforschungseinrichtungen (1983). Berlin: Tagesspiegel 24.10.1983.

- Ash, C.P.J., D.L.Lee (1980): Lead, Cadmium, Copper and Iron in earthworm from roadside sites. *Environ. Poll.* 22, 59-67.
- Ashida, J., N.Higasmí, T.Kikucmi (1963): An electron microscope study on copper precipitation by copper resistant yeast cells. *Protoplasma* 57, 27-32.
- Asmus, U. (1980): Vegetationskundliches Gutachten über den Anhalter- und Potsdamer Güterbahnhof in Berlin. Berlin: Sen. f. Bau- u. Wohnungswesen.
- Babich M., G.Stotzky (1977 a): Sensitivity of various bacteria, including actinomycetes, and fungi to cadmium and the influence of pH on sensitivity. *Appl. Environ. Microbiol.* 33, 681-695.
- Babich, H., G.Stotzky (1977 b): Reductions in the toxicity of cadmium to microorganisms by clay minerals. *Appl. Environ. Microbiol.* 33, 696-705.
- Babich. H., G.Stotzky (1977 c): Effect of cadmium on fungi and on interactions between fungi and bacteria in soil: Influence of clay minerals and pH. *Appl. Environ. Microbiol.* 33, 1059-1066.
- Bakelaar, R.G., E.P.Odum (1978): Community and population level responses to fertilization in an old-field ecosystem. *Ecology* 59, 660-665.
- Balogh, J. (1958): *Lebensgemeinschaft der Landtiere*. Berlin: Akademie Verlag.
- Bazzaz, F.A., R.W.Carlson, G.L.Rolfe (1974 a): The effect of heavy metals on plants. Part I: Inhibition of gas exchange in sunflower by Pb, Cd, Ni and Tl. *Environ.Poll.* 7, 241-246.
- Bazzaz, F.A., R.W.Carlson, G.L.Rolfe (1974 b): Effect of Cd on photosynthesis and transpiration of excised leaves of corn and sunflower. *Physiol.Plant.* 32, 373-376.
- Beck, L. (1978): Zur Biologie eines Buchenwaldbodens. 1. Einleitender Überblick und Forschungsprogramm. *Beitr. Naturk. Forsch. Südw.Dtl.* 37, 93-101.
- Beck, L., H.-W.Mittman (1982): Zur Biologie eines Buchenwaldbodens. 2. Klima, Streuproduktion und Bodenstreu. *Carolinea* 40, 65-90.

- Becker, B. (1983): Ökologische Testverfahren für Chemikalien als Aufgabe des Bodenschutzes. BGA-Schriften 2.
- Beeby, A. (1978): Interaction of lead and calcium uptake by the Woodlouse, *Porcellio scaber* (Isopoda, Porcellionidae). *Oecol. (Berl.)* 32, 255-262.
- Beeby, A. (1980): Lead assimilation and brood-size in the Woodlouse *Porcellio scaber* (Crust., Isopoda) following oviposition. *Pedobiologia* 20, 360-365.
- Bengtsson, G., S.Rundgren (1982): Population density and species number of enchytraeids in coniferous forest soils polluted by a brass mill. *Pedobiologia* 24, 211-218.
- Bengtsson, G., T.Gunnarsson, S.Rundgren (1983 a): Growth changes caused by metal uptake in a population of *Onychiurus armatus* (Coll.) feeding on metal polluted fungus. *Oikos* 40, 216-225.
- Bengtsson, G., S.Nordström, S.Rundgren (1983 b): Population density and tissue metal concentration of lumbricids in forest soil near a brass mill. *Environ.Poll.* 30, 87-108.
- Bennert, W. (1973): Chem.-ökologische Untersuchungen an Arten der Krautschicht eines montanen Hainsimsen-Buchenwaldes (Luzulo-Fagetum). Berlin: Dissertation FU Berlin FB 23.
- Bewley, R.J.F. (1981): Effects of heavy metall pollution on the microflora of pine needles. *Holarct. Ecol.* 4, 215-220.
- Bingham, F.T., A.L.Page, R.J.Mahler, T.J.Ganje (1975): Growth and cadmium accumulation of plants grown on soil treated with a cadmium-enriched sewage sludge. *J.Environ.Qual.* 4, 207-211.
- Blume, H.P. (1981): Typische Böden Berlins. Exkursionsführer zur Jahrestagung 1981 der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft. Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 31, 1-352.
- Blume, H.-P., Th.Hellriegel (1981): Blei- und Cadmium-Status Berliner Böden. *Z.Pflanzenernaehr.Bodenk.* 144, 181-196.

- Bocock, K.L. (1963): Changes in the amount of nitrogen in decomposing leaf litter in sessile oak (*Quercus petraea*). *J. Ecol.* 51, 555-566.
- Bocock, K.L. (1964): Changes in the amounts of dry matter, nitrogen, carbon and energy in decomposing woodland leaf litter in relation to the activities of the soil fauna. *J.Ecol.* 52, 273-284.
- Bocock, K.L., O.J.W.Gilbert (1957): The disappearance of leaf litter under different woodland conditions. *Plant and Soil* 9 (2), 179-185.
- Bocock, K.L., O.Gilbert, C.K.Capstick, D.C.Twinn, J.S. Waid, M.J.Woodman (1960): Changes in leaf litter placed on the surface of soils with contrasting humus types. 1. Losses in dry weight of oak and ash litter. *J.Soil.Sci.* 11, 1-9.
- Bojanowski, R. (1984): Zertifizierung "Copepod Homogenate" MA-A-1. Int. Laboratory of Marine Radioactivity Monaco.
- Bond, H., B.Lighthart, R.Shimabuhu, L.Russel (1976): Some effects of cadmium on coniferous forest soil und litter microcosms. *Soil Sci.* 121, 278-287.
- Bornkamm, R. (1983): Zwischenbericht zum Projekt: "Methoden zur ökotoxikologischen Bewertung von Chemikalien" an die Kernforschungsanlage Jülich. Berlin: Institut f.Ökologie der TU Berlin.
- Bradbury I.K., G.Mofstra (1977): Assimilate distribution patterns and carbohydrate concentration changes in organs of *Solidago canadensis* during an annual developmental cycle. *Cand. J. Bot.* 55, 1121-1127.
- Braun-Blanquet, J. (1964): *Pflanzensoziologie*. Wien: 3.Auflage.
- Brochmann, W., H.Koehler, T.Schriefer (1980): Recultivation of refuse tips: Soil ecological studies. in Dindal, D.L. (ed.): *Soil Biology as related to land use practices*. Syracuse: EPA
- Brown, B.E. (1976): Observations on the tolerance of the isopod *Asellus meridianus* Rač. to copper and lead. *Water Res.* 10, 555-559.
- Brown, B.E. (1977): Uptake of copper and lead by a metal tolerant isopod *Asellus meridianus* Rac. *Freshwater Biol.* 7, 235-244.

- (BUND) Bund f.Umwelt u.Naturschutz Deutschland e.V.
in Der Spiegel Nr.32/1984.
- Bundesminister des Innern (1980): Chemikaliengesetz
BGBl I S. 1718, Bonn: Drucksache 376/1980.
- Carpenter, F., W.E.Odum, A.Mills (1983): Leaf litter
decomposition in a reservoir affected by acid mine
drainage. *Oikos* 41, 165-172.
- Carter, M.A., R.C.K.Jeffery, P.Williamson (1979): Food-
overlap in co-existing populations of the land-
snails *Cepaea nemoralis* L. and *Cepaea hortensis*
Müll.. *Biol. J. Linn. Soc.* 11, 169-176.
- Chaney, W.R., J.M.Kelly, R.C.Strickland (1978): In-
fluence of cadmium and zinc on carbon dioxide evo-
lution from litter and soil from a black oak
forest. *J. Environ. Qual.* 7, 115-119.
- Cisternas, R., R.Mignolet (1982): Accumulation of lead
in decomposing litter. *Oikos* 38, 361-364.
- Colinet, E., H.Gonska, B.Griepink, M.Muntau (1983):
BCR Information: The certification of the contents
of cadmium, copper, mercury, nickel lead and zinc
in a sewage sludge amended soil BCR No. 143.
Brussel: Commission of the European Communities
Report EUR 8835.
- Cooke, M., A.Jackson, G.Nickless, D.J.Roberts (1979):
Distribution and speciation of cadmium in the
terrestrial snail, *Helix aspersa* Bull. *Environ.*
Contam. Toxicol. 23, 445-451.
- Cornelius, R., A.Faensen-Thiebes (1981): Bioindika-
tionsprogramm Berlin 1981. Berlin: Sen. Stadtentw.
u. Umweltschutz.
- Coombs, H., S.G.George (1977): Mechanisms of immobili-
sation and detoxication of metals in marine orga-
nisms. Melusky, D.S., A.J.Berry (eds.), *Physiology*
and behaviour of marine organisms, 179-187, Oxford:
Pergamon Press.
- Cottenie, A., L.Kiekens (1981): Beweglichkeit von
Schwermetallen in mit Schlamm angereicherten Bö-
den. *Korrespondenz Abwasser* 4, 206-210.
- Coughtrey, P.J., M.H.Martin (1977): The uptake of lead,
zinc, cadmium and copper by pulmonate mollusc,
Helix aspersa Muller, and its relevance to the
monitoring of heavy metal contamination of the
environment. *Oecologia* 27, 65-74.

- Coughtrey, P.J., M.M.Martin (1976): The distribution of Pb, Zn, Cd and Cu within the pulmonate mollusc *Helix aspersa* Müller. *Oecologia* (Berl.) 23, 315-322.
- Coughtrey, P.J., M.M.Martin (1977): Cadmium tolerance of *Holcus lanatus* from a site contaminated by arial fallout. *New Phytol.* 79, 273-280.
- Coughtrey, P.J., C.H.Jones, M.M.Martin, S.W.Shales (1979): Litter accumulation in woodlands contaminated by Pb, Zn, Cd and Cu. *Oecologia* (Berl.) 39, 51-60.
- Cragg, J.B., A.Carter, C.Leischner, E.B.Peterson, G.N.Syker (1977): Litterfall and chemical cycling in an aspen (*Populus tremuloides*) woodland ecosystem in the Canadian Rockies. *Pedobiologia* 17 (6), 428-443.
- Cromack, K., R.L.Todd, C.D.Monk (1975): Patterns of basidiomycete nutrient accumulation in conifer and deciduous forest litter. *Soil. Biol. Biochem.* 7, 265-268.
- Crossley, D.A.J. (1977): The roles of terretrial saprophagous arthropods in the forest soil. In: Mattson, W.J. (ed.), *The role of arthropod in forest ecosystems*, 49-56, Berlin: Springer.
- Cutler, J.M., D.W.Rains (1974): Characterization of cadmium uptake by plant tissue. *Plant Physiology* 54, 67-71
- Czarnowska, K., K.Jopkiewicz (1978): Heavy metals in earthworms as an index of soil contamination. *Polish J. Soil Science* 11, 57-62
- Dabin, P., E.Marafante, J.M.Mousny, C.Myttenaere (1978) Absorption, distribution and binding of cadmium and zinc in irrigated rice plants. *Plant and soil* 50, 329-341.
- Davies, B.E. (1980): Trace element pollution. In: Davies B.E. (ed.) *Applied soil trace elements*, 287-351, New York: John Wiley and Sons.
- Denaeyer-Desmet, S. (1974): Premier apercu de la distribution du cadmium dans divers écosystèmes terrestres non pollués et pollués. *Oecol.Plant.* 9, 169-182

- Der Hessische Minister für Landesentwicklung , Umwelt, Landwirtschaft u. Forsten (1982): Cadmiumbericht. Wiesbaden.
- Doelman, P., L.Maastra (1979 a): Effects of lead on the decomposition of organic matter. Soil. Biol. Biochem. 11, 481-485.
- Doelman, P., L.Maanstra (1979 b): Effects of lead on soil bacterial microflora. Soil. Biol. Biochem. 11, 487-491.
- Dorn, C.R., J.O.Pierce, P.E.Phillips, G.R.Chase (1976): Airborne Pb, Cd, Zn and Cu concentration by particle size near a Pb melter. Atmosperic. Environ. 10, 443-446.
- Drift, J.van der, M.Witkamp (1959): The significance of breakdown of oak litter by *Enoicyla punilla* Burm., Arch. neerl. de Zool. 13, 486-492.
- Dumpert, K. (1980): Literaturstudie über die ökologische Bedeutung tierischer Bodenorganismen und die ökotoxikologische Bewertung von Umweltchemikalien. Frankfurt: Battelle-Institut e.V.
- Dunger, W. (1956): Untersuchungen über Laubstreuersetzung durch Collembolen. Zool. Jahrb. Syst. 84, 75-98.
- Dunger, W. (1958): Über die Zersetzung der Laubstreu durch Boden-Makrofauna im Auenwald. Zool. Jhrb. Syst. Ökol. Geograph. 86 (1/2), 139-180.
- Dunger, W. (1978): Parameter der Bodenfauna in einer Catena von Rasen-Ökosystemen. Pedobiologia 18, 310-340.
- Dunger, W. (1983): Tiere im Boden. Wittenberg: Ziemsen Verlag.
- Duvigneaud, P. (1963): Cuivre et vegetation au katanga. Bull. Soc. roy. Bot. Belg. 96, 93-224.
- Ebing, W., G.Hoffmann (1975): Richtlinie zur Probenahme von Böden, die auf Spuren organischer oder anorganischer Fremdstoffe von Umweltschutzinteresse untersucht werden sollen. Z.Anal. Chemie 275, 11-13.
- Ediger, R.D. (1975): At.Absorption Newsletter 14, 127-134, Überlingen: Perkin und Elmer.

- Edmunds, C.A., K.W.Flechter (1971): A comparison of extraction methodes for terresrial arthropods. In: Phillipipson, J. (ed.): Methodes for study in quantitative soil ecology, population, production and energy flow, 150-185. London: Blackwell.
- Ellenberg, H. (1979): Zeigerwerte der Gefäßpflanzen Mitteleuropas. Scripta Geobotanica IX, Gottingen.
- Ellis, K.J. (1981): Critical organ concentration of Cadmium in occupationally exposed workers. In: Proceedings 3rd. Int. Cadmium Conerence, Miami, Feb. 1981, New York: ILZRO.
- Ernst, W. (1974): Schwermetallvegetation der Erde. Stuttgart: Ulmer.
- Ernst, W. (1979): Biochemical aspects of cadmium in plants. In: Nriagu, J.O. (ed.): Biogeochemistry of Cadmium. New York: J.Wiley & Sons
- Ernst, W.H.O., E.N.G. Joosse, Van Damme (1983): Umweltbelastung durch Mineralstoffe. Stuttgart: G.Fischer Verlag.
- Faensen-Thiebes, A. (1981): Wirkungen von Ozon und Cadmium auf die CO₂-Assimilation und Transpiration von *Nicotiana tabacum* L. und *Phaseolus vulgaris* L. Berlin: Diss. TU Berlin, FB 14, Landschaftsentwicklung.
- F A O (1977): EDTA-Ammoniumacetat extracting solution. New York: FAO working-document No.2, 15/12.
- Fathi, M., H.Lorenz (1980): Bindungsformen von Quecksilber, Cadmium und Blei in Biotopen, Verhalten in der Nahrungskette und Vorkommen in Nahrungsmittel, Metabolismus in Pflanze, Tier und Mensch. Eine Literaturstudie. ZEBS 1. Berlin: D.Reimer Verlag.
- Finck, A. (1976): Pflanzenernährung in Stichworten. Kiel.
- Finney, D.J. (1971): Probit analysis. Cambridge: University Press.
- Freedman, B., T.C.Hutchinson (1980): Smelter pollution near Sudbury, Ontario, Canada and effects on forest litter decomposition. In: Effects of acid precipitation on terretrial ecosystem, Hutchinson, T.C., M.Maver (eds.). NATO Conference Series I. 4, 395-434.

- Freedmann, B., T.C.Hutchinson (1980): Effects of smelter pollutants on leaf litter decomposition near a Nickel-copper smelter at Sudbury, Ontario.
Can.J.Bot. 55, 1722-1736.
- Gale, N.L., B.C.Wixson (1979): Cadmium in forest ecosystems around lead smelters in Missouri.
Environm.Health Perspect. 28, 23-27.
- George, S.G., B.J.S.Pirie, A.R.Cheyne, T.L.Coombs (1978): Detoxification of metals by marine bivalves. An ultrastructural study of the compartmentation of copper and zinc in the oyster *Ostrea edulis*. Mar.Biol. 45, 147-156.
- George, S.G., B.J.S.Pirie (1979): The occurrence of cadmium in subcellular particles, in the kidney of the marine mussel, *Mytilus edulis*, exposed to Cadmium. Biochim.Biophys. Acta 580, 234-244.
- Gere, G. (1956): The examination of the feeding biology and the humification function of Diplopoda and Isopoda. Acta Biol.Hung. 6, 257-271.
- Gere, G. (1963): Über einige Faktoren des Steuabbaus. In: Soil organismus, Doeksen, J., J.van der Drift, (eds.), 67-75. Amsterdam: North-Holland.
- Gesellschaft.f.Strahlen- und Umweltforschung (GSF) (1981): Ecotoxicology of cadmium.
GSF Bericht Ö-629, München-Neuherberg.
- Ghilarov, M.S. (1970): Litter-destroying invertebrates and ways of increasing their useful activity.
Soviet J.Ecol. 2, 99-109.
- Gish, C.D., R.E.Christensen (1973): Cadmium, nickel, lead and zinc in earthworms from roadside soil.
Environ.Sci.Technol. 7, 1060-1062.
- Gordee, R.S., C.L.Porter, R.G.Langston (1960): Uptake and distribution studies of cadmium 115-m in peppermint. Proc.Amer.Soc.Hort.Sci, 75, 525-528.
- Goto, H.E. (1960): Simple technique for the rearing of Collembola and a note on the use of a fungistatic substance in the cultures.
Ent.mon.Mag. 96, 138-140.
- Haghi, F. (1976): Release of cadmium from clays and plant uptake of cadmium from soil as affected by potassium and calcium amendments.
J.Environ.Qual. 5, 395-397.

- Hanlon, R.D.G., J.M.Anderson (1979): The effects of Collembolan grazing on microbial activity in decomposing leaf litter. *Oecologia (Berl.)* 38, 93-99
- Haque, A., W.Ebing (1983): Toxicity determination of pesticides to earthworms in the soil substrate. *Z.Pflanzenkrkh.Pflanzensch.* 90 (4), 395-408.
- Harrison, A.F. (1971): The inhibitory effect of oak litter tannins on the growth of fungi, in relation to litter decomposition. *Soil.Biol.Biochem.* 3, 167-172.
- Hart, B.A., P.E.Bertram (1980): A cadmium-binding protein in a cadmium tolerant strain of *Chlorella pyrenoidosa*. *Environ.Exp.Bot.* 20, 175-180.
- Hartenstein, R., E.F.Neuhauser, J.Collier (1980): Accumulation of heavy metals in the earthworm *Eisenia foetida*. *J.Environ.Qual.* 9, 23-26.
- Hartensteiner, R., E.F.Neuhauser, A.Narahara (1981): Effects of heavy metal and other element additives to activated sludge on growth of *Eisenia foetida* (Lumb.). *J.Environ.Qual.* 10 (3), 371-376.
- Hartmann P. (1979): Biologisch-ökologische Untersuchungen an Staphylinidenpopulationen verschiedener Ökosysteme des Solling. Göttingen: Dissertation, Universität.
- Heath, G.W., M.K.Arnold, C.A.Edwards (1966): Studies in leaf litter breakdown. I. Breakdown of leaves of different species. *Pedobiologia* 6, 1-12.
- Henschler, D. (1978): Analytische Methoden zur Prüfung gesundheitsschädlicher Arbeitsstoffe. Bd.2: Analysen in biologischem Material. Weinheim: Verlag Chemie.
- Hering, T.F. (1965): Succession of fungi in the litter of a Lake District oakwood. *Trans.Br.mycol.Soc.* 48, 391-408.
- Herlitzius, R. (1977): Untersuchungen zum Streuabbau in Kalk- und Sauerhumus-Buchenwäldern. *Verh.Ges.Ökol.* 161-170, The Haque: Junk.
- Herlitzius, H. (1983 a): Zur Phänologie des Streuabbaus in Wäldern. *Verh.Ges.Ökol.*, Göttingen.
- Herlitzius, H. (1983 b): Biocigal decomposition efficiency in different woodland soils. *Oecologia (Berl.)* 57, 78-97.

- Herlitzius, R., H.Herlitzius (1977): Streuabbau in Laubwäldern. *Oecologia* (Berl.) 30, 147-171.
- Hermes, U., G.Brümmer (1980): Einfluß der Bodenreaktion auf Löslichkeit und tolerierbare Gesamtgehalte an Nickel, Kupfer, Zink, Cadmium und Blei in Böden und kompostierten Siedlungsabfällen. *Landwirtsch.Forschung* 33 (4), 408-422.
- Hinesly, T.D., R.L.Jones, E.L.Ziegler, J.J.Tyler (1977): Effects of annual and accumulative applications of sewage sludge on assimilation of zinc and cadmium by corn. *Environ.Science and Technology* 11, 182-188.
- Hirose, T. (1971): Nitrogen turnover and dry-matter production of a *Solidago canadensis* population. *Jap.J.Ecol.* 21, 18-31.
- Hooper, T. (1976): Guide to bees and honey. New York: Rodale Press, Emmaus.
- Hopkin, S.P., M.H.Martin (1982): The distribution of Zinc, Cadmium, Lead and Copper within the Woodlouse *Oniscus asellus* (Crustacea, Isopoda). *Oecologia* (Berl.) 54, 227-232.
- Howard, A.G., G.Nickless (1977): Heavy metal complexation in polluted molluscs. I.Limpets (*Patella vulgata* and *Patella intermedia*). *Chem.Biol.Interact.* 16, 107-114.
- Hubbard, A.W., D.G.Lindsay (1979): Management and control of heavy metals in the environment, 52-56. Edinburgh: CEP
- Humbert, W. (1974): Localisation, structure et genèse des concrétions minérales dans le mésentéron des Collembolles Tomoceridae (Insecta, Collembola). *Z.Morphol.Tiere* 78, 93-109.
- Humbert, W. (1977): The mineral concretions in the midgut of *Tomocerus minor* (Coll.): microprobe analysis and physioecological significance. *Rev.Ecol.Biol.Sol* 14, 71-80.
- Iglisch, I. (1981): Bodenarthropoden als Testorganismen in der Ökotoxikologie. *Anz.Schädlingskde., Pflanzenschutz, Umweltschutz* 54, 17-22.
- Inman, J.C., G.R.Parker (1978): Decomposition and heavy metal dynamics of forest litter in northwestern Indiana. *Environ.Pollut.* 17, 39-51.

- Ireland, M.P. (1976): Excretion of lead, zinc and calcium by the earthworm *D.rubida* living in soil contaminated with zinc and lead.
Soil Biol.Biochem. 8,34-50.
- Ireland, M.P. (1978): Heavy metal binding properties of earthworm Chloragosomes.
Acta Biol.Acad.Sci.Hung. 29 (4), 385-394.
- Ireland, M.P. (1979): Metal accumulation by the earthworms *Lumbricus rubellus*, *Dendrobaena veneta* and *Eiseniella tetraedra* living in heavy metal polluted sites. *Environ.Pollut.* 19 (3), 201-206.
- Ireland, M.P. (1981 a): Uptake and distribution of cadmium in the slug *Arion ater*.
Comp.Biochem.Physiol. 68 A, 37-41.
- Ireland, M.P. (1981 b): Earthworms and heavy metals.
In: The Proceedings of the Darwin Centenary Symposium on Earthworm Ecology, Sept.1981.
Pedobiology
- Ireland, M.P., E.Fischer (1978): Effect of Pb on tissue concentrations and delta-aminolaevulinic acid dehydrotase activity in *Lumbricus terre stris*.
Acta.Biol.Acad.Sci.Hung. 29, 395-400.
- Ireland, M.P., K.S.Richards(1977): The occurrence and localization of heavy metals and glycogen in the earthworms *L.rubellus* and *D.rubida* from a heavy metal site. *Histochemistry* 51, 153-166.
- Ireland, M.P., K.S.Richards (1981): Metal content, after exposure to cadmium of two species of earthworms of known differing calcium metabolic activity. *Environ.Pollut.* 26, 69-76.
- Isermeyer, M. (1952): Eine einfache Methode zur Bestimmung der Bodenatmung und der Karbonate im Boden.
Z.Pflanzenernähr.Düngung u.Bodenkde. 56, 26-38.
- Jaakkola, A., T.Ylärinta (1976): The role of the quality of soil organic matter on cadmium accumulation in plants. *J.Scient.Agric.Soc.Finland* 48, 415-425.
- John, M.K. (1976): Inter-relationship between plant cadmium and uptake of some other elements from culture solutions by oats and lettuce.
Environ.Pollut. 11,85-95.

- Joosse, E.N.G., G.J. Testerink (1977): The role of food in the population dynamics of *Orchesella cincta* (L.) *Oecologia* (Berl.) 29, 189-204.
- Joosse, E.N.G., J.B. Buker (1979): Uptake and excretion of lead by litter-dwelling *Collembola*. *Environ. Pollut.* 18, 235-240.
- Joosse, E.N.G., K.J. Wulffraat, H.P. Glas (1981): Tolerance and acclimation to zinc of the Isopod *Porcellio scaber*. In: *Proceed. Int. Conf. Heavy Metals in the Environment*, Amsterdam, 425-428, Edingburgh: CEP
- Joosse, E.N.G., S.C. Verhoef (1983): Lead tolerance in *Collembola*. *Pedobiologia* 25, 11-18.
- Jopkiewicz, K., K. Czarnowska (1978): Heavy metals in earthworms as an index of soil contamination. *Pol. J. Soil Sci.* 9 (1), 57-62.
- Jordan, M.J., M.P. Lechavalier (1975): Effect of zinc smelter emissions on forest soil microflora. *Can. J. Microbiol.* 21, 1855-1865.
- Kägi, J.H.R., B.L. Vallee (1960): Metallothionein: A cadmium and zinc containing protein from equine renal cortex. *J. Biol. Chem.* 235, 225-236.
- Kaiser, M. (1965): Zum Problem der Nachweisgrenze. *Z. Analyt. Chem.* 209, 1-18.
- Karataglis, S.S. (1982): Combined tolerance to copper, zinc and lead by populations of *Agrostis tenuis*. *Oikos* 38, 234-241.
- Kazemi, A. (1983): Zur Verwertbarkeit von Siedlungsabfallkomposten unter dem Aspekt der Anreicherung von Blei, Cadmium und Zink im Boden und in Gemüsepflanzen. *Landschaftsentwicklung und Umweltforschung. Schriftenreihe des Fachbereichs Landschaftsentwicklung der TU Berlin*, Nr. 15.
- Killham, K., M. Wainwright (1981): Deciduous leaf litter and cellulose decomposition in soil exposed to heavy atmospheric pollution. *Environ. Pollut. Ser. A* 26, 79-85.
- Klärtschlammverordnung (1982), Bundesminister des Innern *Bundesgesetzblatt T.1*, Nr. 21, 734-739, Bonn.
- Klein, H., A. Briebe, H.J. Jäger (1981): Grenzen der Belastbarkeit von Kulturpflanzen mit dem Schwermetall Cadmium. *Angew. Botanik* 55, 295-308.
- Kloke, A. (1972): Zur Anreicherung von Cadmium in Boden und Pflanzen. *Landwirtsch. Forsch.* 27 (1), 200-206.

- Kloke, A. (1973): Beeinträchtigung der Qualität von Nahrungs- und Futterpflanzen durch Umweltchemikalien insbesondere durch Schwermetalle. Vortrag, gehalten auf der Tagung der Dt.Ges.f.Qualitätsforschung (Pflanzl.Nahrungsmittel) e.V. Geisenheim am 18.10.1973.
- Kloke, A. (1978): Zur Belastung von Böden und Pflanzen mit Schadstoffen in und um Ballungsbereichen. Ber.Landw. 55, 633-639.
- Kloke, A. (1984)
Der Spiegel 32/1984.
- Koch, O.G., G.A.Koch-Dedic (1974): Handbuch der Spurenanalyse. Berlin: Springer Verlag.
- Kojima, Y., J.H.R.Kägi (1978): Metallothionein. TIBS 3, 90-93.
- Korte, N.E., J.Skopp, W.M.Fuller, E.F.Niebla (1976): Trace element movement in soil influence of soil physical and chemical properties. Soil Sci. 122, 350-359.
- Kotz, L., G.Kaiser, P.Tschöpel, G.Tölg (1972): Aufschluß biologischer Matrices für die Bestimmung sehr niedriger Spurenelementgehalte bei begrenzter Einwaage mit Salpetersäure unter Druck in einem Teflongefäß. Z.Anal.Chem. 260, 207-209.
- Kowal, N.E., D.E.Johnson, D.F.Kraemer, H.R.Pahren (1979): Normal levels of cadmium in diet, urinal, blood, tissues of inhabitants of the United States J.Tox.Environ.Health 5,995-998.
- Kratz, W. (1981): Biozönotische Untersuchungen an epilithischen Moospolstern in Berlin (West). Urbane moosbewohnende Oribatei (Acari) als mögliche Bioindikatoren. Diplomarbeit, FU Berlin, FB 23.
- Kratz, W., H.Gruttke, U.Papenhausen, G.Weigmann (1983): The influence of cadmium on the litter decomposition of *Solidago gigantea* AIT. in a ruderal ecosystem. In: Proceedings of the Intern.Conf. "Heavy metals in the environment", Heidelberg 2, 814-817, Edingburgh: CEP.
- Kratz, W., G.Weigmann (1984 a): The distribution of cadmium in a ruderal ecosystem after artificial application. In: Proceedings of the Intern.Conf. "Environmental Contamination", London. 702-706. Edingburgh: CEP.
- Kratz, W., G.Weigmann, A.Haque (1984 b): Bioavailability of ¹⁴C-Pentachlorophenol sodium salt to the springtail *Folsomia candida* (Coll.) after feeding *Saccharomyces cerevisiae* (Ascomyc.). Poster demonstration auf dem Int.Symposium Bioavailability of Environmental Chemicals 12.-14.9.84, Schmollenberg Grafschaft.

- Krause, G.H.M. (1974): Zur Aufnahme von Zink und Cadmium durch oberirdische Pflanzenorgane.
Bonn: Dissertation Universität.
- Krause, G.H.M. (1976): Zur Aufnahme von Zink und Cadmium durch oberirdische Pflanzenorgane
Forsch.u.Berat., R.A., 48-50.
- Krystyna, J., C.Krystyna (1980): Earthworms as bio-indicators of heavy metals contamination of soil in urban Warsaw area. In: Mühlberg, H. (ed.) Bioindikation, Teil 3, 69-74. Halle-Wittenberg.
- Kurcheva, G.F. (1960): Role of invertebrates in the decomposition of oak litter. Sov.Soil Sci. 4, 360-365.
- Kurcheva, G.F. (1964): Wirbellose Tiere als Faktor der Zersetzung von Waldstreu.
Pedobiologie 4, 7-30.
- Lagerwerff, J.V., A.W.Specht (1970): Contamination of roadside soil and vegetation with cadmium, nickel, lead and zinc. Environ.Sci.Technol. 4, 583-586.
- Lancoerys, R.R., J.P.Buchet, M.A.Roels, P.J.Browsers, D. Stanescu (1974): The relationship between Cadmium exposure or body burden and the concentration of cadmium in blood and urine in man.
Int.Arch.Occup.Environ.Hlth. 36, 275-285.
- Lebrun, Ph. (1980): A preliminary study of the use of some soilmites in bioassays for pesticide residue detection. In: Dindal D.L.(ed.), Soil biology as related to land use practices. Washington: EPA.
- Lepp, N.W. (1981): Effect of heavy metal pollution on plants. Vol.1: Effects of trace metals on plant function. Vol.2: Metals in the environment.
London: Applied Science Publishers.
- Lerschner, M. (1984)
Der Spiegel 32, 1984
- Little, P., M.H.Martin (1972): A survey of zinc, lead and Cd in soil and natural vegetation around a smelting complex. Environ.Pollut. 3, 241-254.

- Little, P. (1973): A study of heavy metal contamination of leaf surface. *Environ.Pollut.* 5, 159-172.
- Lötschert, W., R.Wandter, H.Hiller (1975): Schwermetallanreicherung bei Bodenmoosen in Immissionsgebieten. *Ber.d.Dtsch.Bot.Ges.* 88, 418-432.
- Lousier, J.D., D.Parkinson (1978): Chemical element dynamics in decomposing leaf litter. *Can.J.Bot.* 56, 2795-2812.
- L'vov, B.V. (1978) *Spectrochim.Acta* 33, 153-159
- Ma, W.Ch. (1982): The influence of soil properties and wormrelated factors on the concentration of heavy metals in earthworms. *Pedobiologia* 24, 109-119.
- MacLean, D.A., R.W.Wein (1978): Weight loss and nutrient changes in decomposing litter and forest floor material in the New Brunswick forest stands. *J.Ecology* 56, 355-362.
- Malecki, M.R., E.T.Neuhauser, C.L.Raymond (1982): The effect of metals on the growth and reproduction of *E.foetida* (Olig.Lumb.). *Pedobiologia* 24, 129-137.
- Mang, S., H.W.Tromballa (1978): Aufnahme von Cadmium durch *Chlorella fusca*. *Z.Pflanzenphysiol.* 90, 293-302.
- Margalef, R. (1958): Temporal succession and spatial heterogeneity in phytoplankton. *Perspectives in Marine Biology*, Buzzati-Traverso, A.A. (ed.), 323-349, Berkeley: University of California Press.
- Markard, C. (1974): Der Cadmium-, Blei- und Zinkgehalt von pflanzlichen Lebensmitteln aus industriellen Anbaugebieten am Beispiel von Kleingärtenprodukten im Raum Dortmund. Bonn: Dissertation Landw.Fak.
- Markard, C. (1983): Impact of cadmium in the environment of the Federal Republik of Germany. *Ecotoxicology and Environmental Safety* Vol.7 (1), 111-116.
- Mason, C.F. (1970): Food feeding rates and assimilation in woodlandsnails. *Oecologia (Berl.)* 4, 358-373.
- Martin, M.H., P.J.Coughtrey (1975): Preliminary observation on the levels of Cd in a contaminated environment. *Chemosphere* 4, 155-160.

- Martin, M.H., P.J.Coughtrey (1976): Comparison between the levels of lead, zinc and cadmium within a contaminated environment. *Chemosphere* 5, 15-20.
- Martin, M.H., P.J.Coughtrey (1981): Impact of metals on ecosystem function and productivity. In: Lepp, N. W. (ed.), *Effects of Heavy Metals on Plants*. Vol. II, 119-158. London: Applied Science Publishers.
- Martin, M.H., P.J.Coughtrey, E.W.Young (1976): Observation on the availability of lead, zinc, cadmium and copper in woodland litter and the uptake of lead, zinc and cadmium by the woodlouse, *Oniscus asellus*. *Chemosphere* 5, 313-318.
- Martin, M.H., P.J.Coughtrey, S.W.Shales, P.Little (1980): Aspects of airborne cadmium contamination of soil and natural vegetation. In: *Inorganic Pollution and Agriculture Papers 5*, Ministry of Agriculture, Fisheries and Food Reference Book 326 55-69. London: HMSO.
- Maurer, R. (1974): Die Vielfalt der Käfer- und Spinnenfauna des Wiesenbodens im Einflußbereich von Verkehrsimmissionen. *Oecologia (Berl.)* 14, 327-351.
- Mayer, R. (1981): Natürliche und anthropogene Komponenten des Schwermetallhaushaltes von Waldökosystemen. *Göttinger Bodenkdl.Ber.* 70. 1-292.
- Mc Millan, J.M. (1975): Interspecific and seasonal analyses of the gut contents of three Collembola (family Onychiuridae). *Rev.Ecol.Biol.Sol.* 12, 449-457.
- Metz, L., K.Farrier (1969): Acarina associated with decomposing forest litter in the North Carolina Piedmont. *Proc. 2nd.Int.Congr.Acavol.*, Evans, G.O. (ed.) Budapest: Sutton bonington, 1967, 43-52.
- Minderman, G. (1968): Addition decomposition and accumulation of organic matter in forest. *J.Ecology* 56, 355-362.
- Moll, W.L.H. (1979): Taschenbuch für Umweltschutz. II. Biologische Informationen. Darmstadt: Steinkopf Verlag.
- Morgan A.J., B.Morris (1982): The accumulation and intracellular compartmentation of cadmium, lead, zinc and calcium in two earthworm species (*Dendrobaena rubida* and *Lumbricus rubellus*) living in highly contaminated soil. *Histochemistry* 75, 269-285.

- Mori, T., Y.Kurihara (1979): Accumulation of heavy metals in earthworms *Eisenia foetida* grown in composted sewage sludge. Sci.Rep.Tohoku.Univ.Fourth Ser. (Biol) 37 (4), 289-298.
- Moser, H. (1978): Untersuchungen über den Kupferstoffwechsel bei der Weinbergschnecke (*H.pomatia*). Innsbruck: Dissertation, Universität.
- Mühlenberg, M. (1976): Freilandökologie. Heidelberg: Quelle und Meyer.
- Muskett, C.J., M.P.Jones (1980): The dispersal of lead, cadmium and nickel from motor vehicles and effects on roadside invertebrate macrofauna. Environ.Pollut. 23, 231-242.
- Nickolson, P.B., K.L.Bocock, O.W.Heal (1966): Studies on the decomposition of the faecal pellets of a millipede (*Glomeris marginata* (Oillers)). J.Ecology 54, 755-766.
- Noel-Lambot, F. (1976): Distribution of cadmium, zinc, and copper in the mussel, *Mytilus edulis*. Existence of cadmium binding proteins similar to metallothionein. Experientia 32, 324-326.
- Nomiyama, K. (1975): Toxicity of cadmium-mechanismus and diagnosis. Progress in water technology. Krenkel, P.A. (ed.), 7, 15-23. Oxford: Pergamon Press.
- Nriagu, J.O. (1979): Global inventory of natural and anthropogenic emissions of trace metals to the atmosphere. Nature 279, 409-411.
- O'Connor, F.B. (1967): The Enchytraeidae. In: Soil Biology, Burges, A. Raw, F. (eds.) New York: Academic Press.
- Olafson, R.W., R.G. Sim, A.Kearns (1979): Physiological and chemical characterization of invertebrate metallothionein-like proteins. In: Kägi, J H R. M.Nordberg (eds.): Metallothionein, 197-204. Basel: Birkhäuser Verlag.
- Olson, J.S. (1963): Energy storage and the balance of producers and decomposers in ecological systems. Ecology 44, 322-332.

- Parker, G.R., W.W.McFee, J.M.Kelly (1978): Metal distribution in forested ecosystem in urban and rural Northwestern Indiana.
J.Environ.Qual. 7 (3), 178-204.
- Petersen, R.C., K.W.Cummins (1974): Leaf processing in a woodland stream. Freshwat.Biol. 4, 343-368.
- Petit, Ch.M., A.Ringoet, C.Myttenaere (1978): Stimulation of cadmium uptake in relation to the cadmium content of plants. Plant Physiol. 62, 554-557.
- Petruzelli, G., G.Guidi, L.Lubrano (1978): Organic matter as an influencing factor on copper and cadmium adsorption by soils. Water,Air,Soil Pollut. 9, 263-269.
- Phillipson, J. (1971): Methods of study in quantitative soil ecology: Population, production and energy flow. Oxford: Blackwell Scientific Publications.
- Phillipson, J., R.J.Putman, S.Steel, S.R.J.Woodell (1975): Litter input, litter decomposition and the evolution of carbon dioxide in a beech woodland Wytham Woods, Oxford. Oecologia (Berl.) 20, 203-217.
- Pilegaard, K., L.Rasmussen, H.Gydesen (1979): Atmospheric deposition of heavy metals in Denmark monitored by epiphytic cryptogams.
J.Appl.Ecology 16, 843-853.
- Piscator, M., B.Petterson (1977): Chronic cadmium poisoning - diagnosis and prevention. In: Clinical chemistry and chemical toxicology of metals, Brown, S.S. (ed.), 143-155
Amsterdam: Eisevier.
- Piscator, M. (1979): Metabolism and effect of cadmium. In: Management and control of heavy metals in the environment, 1-7
Edinburgh: CEP.
- Piscator, M. (1981): Einvironm. Health Perspect. 40, 107-112.
- Price, P., B.J.Rathcke (1974): Lead in terrestrial arthropods: Evidence for biological concentration.
Environ.Entomol. 3, 370-372.
- Probst, G.S. (1979): Cadmium: Absorption, distribution and excretion in mammals. In: Cadmium toxicity, Mennear, J.H. (ed.), 29-25
Basel: Mareel Dekker.

- Raisch, W. (1983): Bioelementverteilung in Fichtenökosystemen der Bärhalde (Südschwarzwald).
Freibg.BodenkdI.Abh. 11, 1-239.
- Rebele, F., P.Werner (1984): Untersuchungen zur ökologischen Bedeutung industrieller Brach- und Restflächen in Berlin West . Berlin: Förderprogramm d. FU Berlin für junge Wissenschaftler, 3.Ausschreibung.
- Reuss, J.O., H.L.Dooley, W.Griffis (1978): Uptake of cadmium from phosphate fertilizers by pears, radishes and lettuce. J.Environ.Qual. 7, 128-133.
- Richards, K.S., M.P.Ireland (1978): Glycogen - lead relationship in the earthworm *D.rubida* from a heavy metal site. Histochemistry 56, 55-64.
- Roberts, R.D. (1977): Influence of new chlor-alkali works on environmental contamination by airborne mercury and other trace elements in the Swan Sea Port Talbot area. London: Ph.D.thesis, University of London.
- Roberts, R.D., M.S.Johnson (1978): Dispersal of heavy metals from abandoned mine workings and their transference through terrestrial food chains.
Environ.Pollut. 16, 293-310.
- Rolfe, G.L., A.Haney (1975): An ecosystem analysis of environmental contamination by lead. University of Illinois Inst.Environ.Stud., Research Rep., No.1, 133-148, Illinois.
- Rudolph, P. (1983): Erkenntnis- und wissenschaftstheoretische Überlegungen bei der Bestimmung der Umweltgefährlichkeit nach dem Chemikaliengesetz durch ökotoxische Testverfahren. In: UBA Texte 27/1983, Chemikaliengesetz Heft 3, Berlin: Umweltbundesamt.
- Rühling, A., G.Tyler (1973): Heavy metal pollution and decomposition of spruce needle litter.
Oikos 24, 402-416.
- Runge, M. (1975): West-Berliner Böden anthropogener Litho- und Pedogenese.
Berlin: Dissertation TU Berlin.
- Sachs, L. (1972): Statistische Auswertungsmethoden
Berlin: Springer.
- Satchell, J.E. (1967): Lumbricidae. In: Soil Biology, Burges, A., F.Raw (eds.), 259-322
London: Academic Press.

- Sauerbeck, D., E.Rietz (1980): Zur Cadmiumbelastung von Mineraldüngern in Abhängigkeit von Rohstoff und Herstellungsverfahren. Landwirtsch.Forsch. SM 37, 685-696.
- Simon, E. (1977): Cadmium tolerance in populations of *Agrostis tenuis* and *Festuca ovina*. Nature (Lond.) 265, 328-336.
- Snider, R.M. (1973): Laboratory observations on the biology of *Folsomia cadida* (Willem) (Collembola: Isotomidae). Rev.Ecol.Biol.Sol. 10, 103-124.
- Snider, R.M. (1974): The life cycle relative to temperature of *Proaphorura armatus* (Tullberg) (Collembola: Onychiuridae), a parthenogenetic species. Great Lakes Entomologist 7, 9-15.
- Smith, A.P. (1969): The effect of goldenrod and asters on germination and growth of oldfield herbs. Durham: M.Sc.thesis, Duke University Durham.
- Suberkropp, K., G.L.Godschalk, M.J.Klug (1976): Changes in the chemical composition of leaves during processing in a woodland stream. Ecology 57, 720-727.
- Suzuhi, K.T., M.Yamamura, T.Mori (1980): Metabolic fate of earthworm cadmium binding proteins in rats. Arch.Environ.Contam.Toxicol. 9, 519-531.
- Szadkowski, D. (1972): Cd - eine ökologische Noxe am Arbeitsplatz. Med.Mschr. 26, 553-556.
- Szadkowski, D. (1974): Pathogenetische und pathophysiologische Mechanismen nach Inkorporation von Cadmium. In: Problem of the contamination of man and his environment by mercury and cadmium, 495-502 Luxemburg: CEP Symposium 3.-5.July 1973.
- Schäfer, J., W.Werner (1979): Stickstoffhaushalt von *Solidago canadensis* Beständen. Verhandlungen d.Ges. f.Ökologie Band VII 1978, Münster Göttingen.
- Schaefer, M. (1982): Zur Funktion der saprophagen Boden-tiere eines Kalkbuchenwaldes: ein langfristiges Untersuchungsprogramm im Göttinger Wald. Oldenburg: Drosera 82 (1), 75-84.
- Schäfer, S.G., W.Forth (1982): Cadmium-Bewertung eines Schadstoffs. Deutsches Ärzteblatt 79 (43), 39-57.

- Scheffer, F., P.Schachtschabel (1979): Lehrbuch der Bodenkunde. Stuttgart: Enke Verlag.
- Scherer, G., H.Barkemeyer (1983): Cadmium concentrations in tobacco and tobacco smoke. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 7, 71-78.
- Schlichting, E., H.P.Blume (1966): Bodenkundliches Praktikum. Hamburg: Verlag P.Parey.
- Schönhard, G. (1979): Vergleich der Wirkung von Kalk und einem Kationenaustauscher bei der Festlegung von Schwermetallen im Boden. *Landwirtsch.Forsch.* 32, 395-404.
- Scholz, H. (1960): Die Veränderung in der Ruderalflora Berlins. *Willdenowia* 2, 379-397.
- Schmidt, B. (1982): Chemisch-ökologische Untersuchungen an *Atriplex hymenelytra*. Bochum: Staatsexamensarbeit Ruhr-Universität Bochum.
- Standen, V. (1978): The influence of soil fauna on decomposition by microorganisms in blanket bog litter. *J.Anim.Ecol.* 47, 25-38.
- Stary, P., J.P.Lyon (1980): *Acyrtosiphon pisum ononis* (Homoptera, Aphididae) and *ononis* species as reservoirs of aphid parasitoids (Hym.Aphidiidae). *Acta entomologica bohemoslovaca* 77, 65-75.
- Steubing, L., H.O. Schwantes (1981): Ökologische Botanik. Heidelberg: Quelle & Meyer.
- Stevanovic, D. (1968): Succession in the microarthropod community during breakdown of litter. *Archiv.Biologiskih Nauka* 20, 67-72.
- Stokes, P.M., T.C.Hutchinson, K.Krauter (1973): Heavy metal tolerance in algae isolated from contaminated lakes near Sudbury, Ontario. *Can.J.Bot.* 51, 2155-2168.
- Striganova, B.R. (1971): A comparative account of the activity of different groups of soil invertebrates in the decomposition of forest litter. *Soviet J.Ecol.* 2, 316-321.
- Strojan, C.L. (1975): The ecological impact of zinc smelter pollution on forest soil communities. New Brunswick: Ph.D.thesis, Rutgers University.
- Strojan, C.L. (1978 a): Forest leaf litter decomposition in the vicinity of a zinc smelter. *Oecologia (Berl.)* 32, 203-212.

- Strojan C.L. (1978 b): The impact of zinc smelter emissions on forest litter arthropods.
Oikos 31, 41-46.
- Talbot, V., R.J.Magee, M.Mussain (1976): Lead in Port Phillip Bay mussels.
Mar.Pollut.Bull. 7, 234-236.
- Talbot, V., R.J.Magee (1978): Naturally occurring heavy metal binding protein in invertebrates.
Arch.Environ.Contam.Toxicol. 7, 73-81.
- Takeuchi, K. (1973): The etiology of Itai-Itai disease.
Jap.J.Clin.Med. 81, 132-148.
- Tardiff, M.F., D.L.Dindal (1980): Annual carbon, nitrogen and calcium trend in litter and surface soil of a mixed hardwood stand. In: Proceeding of the VII Int. Coll.o.Soil Zoology, Dindal, D.L.(ed.), 529-542
Washington, D.C.: EPA.
- Tatsuyama, K. (1975): Cadmium resistant microorganisms in the soil polluted by the metals.
Trans.Soc.Mycol.Japan 16, 69-78
- Thiele, H.U. (1968 a): Bodentiere und Bodenfruchtbarkeit. Intern.Fachzeitschrift für Biologie und Technik im Landbau 1, 6-8
- Thiele, H.U. (1968 b): Organischer Landbau. Intern.Fachzeitschrift für Biologie und Technik im Landbau 2, 29-31.
- Thurauf, J., K.-H.Schaller, H.Valentin (1975): Umweltgefährdung und Gesundheitsschäden durch Cadmium.
Dt.Ärzteblatt 16, 1129-1132.
- Tiller, K.G., V.K.Nayyar, P.M.Clayton (1979): Specific and nonspecific sorption of cadmium by soil clays as influenced by zinc and calcium.
Aust.J.Soil Res. 17, 17-28.
- Tjell, J.C., M.F.Hovmand (1978): Metal concentrations in danish arabel soils. *Acta Agr.Scand.* 28, 81-98.
- Tjell, J.C., Th.H.Christensen, F.Bro-Rasmussen (1983): Cadmium in soil and terrestrial biota, with emphasis on the danish situation.
Ecotoxicology and Environmental Safety Vol. 7.(1), 122-140.

- Tokuyama, T., K.Asano (1976): Cadmium ion-resistant bacteria. II. Cultural characteristic and distribution of intracellular cadmium ion in cadmium ion-resistant bacteria. Nippon Daigaku Nojuigakubu Kenkyn Hokoku 33, 186-199.
- Topp, W. (1981): Biologie der Bodenorganismen. Heidelberg: Quelle & Meyer.
- Truhaut, R. (1977): Ecotoxicology : objectives, principles and perspectives. In: The evaluation of toxicological data for the protection of public health , Hunter, W.J., J.G.P.M.Smeets (eds.), 339-413 Oxford: Pergamon Press.
- Twinn, D.C. (1974): Nematodes. In: Biology of Plants litter decomposition. Dickinson, C.H., G.J.F.Pugh (eds.), 421-465 London: Academic Press.
- Tyler, G. (1972): Heavy metal in the terrestrial environment. In: Proceedings of Nordic Symposium on Biological Parameters for Measuring Pollution, Vik, R. (ed.), 99-106 Norden: Scandinavian National Committee.
- Tyler, G. (1974): Effects of heavy metal pollution on decomposition in forest soils. II.Decomposition rate, mineralisation of nitrogen and phosphorus, soil enzymatic activity. Report (SNVPM 542. Stockholm: Statens Natur vardsverk.
- Tyler, G., L.Westman (1978 a): Effects of heavy metal pollution on decomposition in forest soils. IV.Metals and sulfuricacid. Report (SNVPM 1203). Stockholm: Statens Natur vardsverk.
- Tyler, G. (1978 b): Leaching rates of heavy metal ions in forest soil. Water Air Soil Pollut. 9, 137-148.
- Uchida, Y., A.Saito, H.Kaziwaka, N.Enomoto (1973): Cadmium-resitant microorganism. I.Isolation of cadmium-resistant bacteria and the uptake of cadmium by the organism. Saga Daigaku Nogaku Iho 35, 15-24.
- Umweltbundesamt (1977): Luftqualitätskriterien für Cadmium. Berichte 4/1977, Berlin.
- Umweltbundesamt (1980 a): Umweltchemikalien - Prüfung und Bewertung von Stoffen auf ihre Umweltgefährlichkeit im Sinne des neuen Chemikaliengesetzes. Berlin.

- Umweltbundesamt (1980 b): Ein Beitrag zum Problem der Umweltbelastung durch nicht oder schwer abbaubare Stoffe: Cadmium. Berlin.
- Umweltbundesamt (1982): Wortprotokoll der Sachverständigenanhörung Cadmium. 2.-6.Nov.1981. Berlin.
- Umweltbundesamt (1983): Referenzchemikalien und Testspezies. Chemikaliengesetz Heft 4, Berlin: Text 34/1983.
- Umweltbundesamt (1983): Änderung der TA Luft vom 23.2.1983. Berlin.
- Url, W. (1956): Über Schwermetall- zumal Kupferresistenz einiger Moose. Protoplasma 46, 768-793.
- Vallee, B.L., D.D.Ulmer (1972): Biochemical effects of mercury, cadmium and lead. Ann.Rev.Biochem. 41, 91-128.
- Van Hook, R.J. (1974): Cadmium, lead and zinc distributions between earthworms and soil: potentials for biological accumulation. Bull.Environm.Contam.Toxicol. 12, 509-511.
- Van Hook, R.J., W.F.Harris, G.S.Menderson (1977): Cadmium, lead and zinc distribution and cycling in a mixed deciduous forest. Ambio 6, 281-286.
- Verein Deutscher Ingenieure (1974): VDI-Richtlinie 2310, Maximale Immissionswerte. Köln.
- Volz, P. (1954): Über die Rolle der Tierwelt in Waldböden, besonders beim Abbau der Fallstreu. Z.Pflanzenern.Düngung, Bodenkde. 64, 230-237.
- Waggon, M.R., R.Levi-Minzi, R.Riffaldi (1978): The effect of P source, time, moisture and pH on the movement of Cd. in soil. Z.Pflanzenern. Düngung, Bodenkde. 141, 241-249.
- Walker, G. (1977): "Cooper" granules in the barnacle Balanus balanoides. Mar.Biol. 39, 343-349.
- Weber, R. (1961): Ruderalpflanzen und ihre Gesellschaften. Wittenberg: Die Neue Brehm-Bücherei 280.
- Weigel, H.J., H.J.Jäger (1980): Subcellular distribution and chemical form of cadmium in bean plants. Plant Physiol. 55, 480-482.

- Welz, B. (1983): Atomabsorptionspektrometrie.
Weinheim: Verlag Chemie.
- Werner, P.A., J.K.Braddbury, R.Gross (1980): The biology
of canadian Weeds. 45.Solidago canadensis L.
Can.J.Plant Sci. 60, 1393-1409.
- Weser, U., H.Rupp (1979): Copper-thionein and other
metal sulphur proteins. In: Kägi, J.H.R., Nordberg,
M. (eds.), Metallothionein, 221-230.
Basel: Birkhäuser Verlag.
- Whittaker, R.H. (1970): The biochemical ecology of higher
plants. In: Sondheimer, E., Simeone, J.B.
(eds.), Chemical ecology, 43-70
New York: Academic Press.
- WHO (1979): Environmental Health Criteria for Cadmium.
Ambio 6 (5), 287-290.
- Wieser, W. (1978): Consumer strategies of terrestrial
Gastropods and Isopods.
Oecologia (Berl.) 36, 191-201.
- Wieser, W. (1979): Schwermetalle im Blickpunkt ökolo-
gischer Forschung.
Biologie in unserer Zeit 9 (3), 80-89.
- Wieser, W., J.Klima (1969): Compartmentalization of
copper in the hepatopancreas of Isopods.
Mikroskopie 24, 1-9.
- Williams, A.J. (1981): Metal metabolism in earthworms.
Cardiff: M.Sc.thesis, University of Wales.
- Williams, S.T., T.McNeilly, E.M.H.Wellington (1977):
The decomposition of vegetation growing on metal
mine waste. Soil.Biol.Biochem. 9, 271-275.
- Williamson, P. (1979 a): Opposite effects of age and
weight on cadmium concentrations of a gastropod
mollusc. Ambio 8, 30-31.
- Williamson, P. (1979 b): Comparison of metal levels in
invertebrate detritivores and their natural diets:
concentration factors reassessed.
Oecologia (Berl.) 44 (1), 54-62.
- Williamson, P. (1980): Variables effecting body burdens
of lead, zinc and cadmium in a roadside population
of the Snail *Cepaea hortensis* Müller.
Oecologia (Berl.) 44, 213-220.

- Williamson, P., R.A.D.Cameron (1976): Natural diet of the landsnail *Cepaea nemoralis*. *Oikos* 27, 493-500.
- Williamson S.T., T.R.G.Gray (1974): Decomposition of litter on the soil surface. In: Biology of plant litter decomposition. Dickinson, C.H., G.L.F.Pugh (eds.), 611-632
London: Academic Press.
- Winogradow, A.P. (1954): Geochemie seltener und nur in Spuren vorhandener Elemente im Boden.
Berlin: Akademie Verlag.
- Witkamp, M. (1960): Seasonal fluctuations of the fungus flora in mull and mor of an oak forest.
Meded.Inst.Biol.Ouderz.Nat. 46, 1-52.
- Witkamp, M., D.A.Crossley (1966): The role of arthropods and microflora in breakdown of white oak litter.
Pedobiologia 6, 293-303.
- Witkamp, M., J.S.Olsen (1963): Breakdown of confined and non-confined oak litter. *Oikos* 14, 138-147.
- Wittich, W. (1943): Untersuchungen über den Verlauf der Streuzersetzung auf einem Boden mit Mullzustand.
II. *Forstarchiv* 19, 1-18.
- Wittich, W. (1953): Untersuchungen über den Verlauf der Streuzersetzung auf einem Boden mit starker Regenwurmtätigkeit.
Schriftenr.Forst.Fak.Göttingen 9, 1-33.
- Wolf-Roskosch, F. (1983): Standardisiertes Testverfahren zur Prüfung der akuten Toxizität von Umweltchemikalien an Springschwänzen (*Collembola*) unter besonderer Berücksichtigung von *Folsomia candida*. In: Chemikaliengesetz Heft 3, Text 27, Umweltbundesamt Berlin.
- Wood, T.G. (1974): Field investigation on the decomposition of leaves of *Eucalyptus delegatensis* in relation to environmental factors.
Pedobiologia 14, 343-371.
- Wright, M.A., A.Stringer (1980): Lead, zinc and cadmium content of earthworms from pasture in the vicinity of an industrial smelting complex.
Environ.Pollut. 23, 313-321.
- ZEBS-Bericht des Bundesgesundheitsamtes (1979): Blei, Cadmium und Quecksilber in und auf Lebensmitteln. Ursachen, Konsequenzen, Erfordernisse. 2., erw.Aufl.
Berlin: Reimer Verlag

- Zinkler, D. (1969): Vergleichende Untersuchungen zum Wirkungsspektrum der Carbohydrasen von Collembolen (Apertygota). Verh.Dt.Zool.Ges., Innsbruck 1968, 640-644.
- Zlotin, R.J. (1971): Invertebrate animals as a factor of the biological turnover. IV. Colloq. Intern. de la Fauna du Sol, Dijon, 144-156
Paris: Institut nationale de la recherche agronomique.
- Zöttl, H.W., F. Lamparski (1981): Schwermetalle (Pb,Cd) in der Bodenmakrofauna des Südschwarzwaldes.
Mitteilgn. Dtsch. Bodenkdl. Gesellsch., 32, 509-518

8. DANKSAGUNG

Ich danke Herrn Prof. Dr. G. Weigmann für die in jeder Weise großzügige Unterstützung bei der Durchführung dieser Arbeit.

Frau Dipl. Biol. U. Papenhausen und Herrn Dipl. Biol. H. Gruttke, beide FU Berlin, leisteten Teamarbeit, besonders bei der Durchführung der Streubeutelversuche, der Makroarthropodenfänge und in Bereichen der mikrobiologischen Laborversuche.

Die FU Berlin ermöglichte den aufwendigen Rahmen der Untersuchung durch Sachmittelbeihilfen im Forschungsschwerpunkt "Interdisziplinäre ökologische Untersuchungen an Berliner Landschaften".

Prof. Dr. R. Bornkamm, TU Berlin, machte die Benutzung des Atomabsorptionsspektrometers samt Tölg-Aufschlußbomben möglich.

Frau Dipl. Biol. G. Meyer, TU Berlin, half bei der Bestimmung der Pflanzen in den Untersuchungspartellen. Herrn Dipl. Biol. B. Tietz, TU Berlin, leistete Unterstützung bei der bodenkundlichen Ansprache der Parzellenböden.

Frau Dipl. Biol. C. Salt, FU Berlin, ermöglichte die Inductively Coupled Plasma Spektrometrischen Analysen. Die Feststoffanalysen an Makroarthropoden wurden durch die Hilfe von Herrn Dipl. Biol. A. Fangmeier, Universität Giessen, ermöglicht.

Frau Dipl. Oecroph. K. Schröffner, FU Berlin, isolierte und identifizierte die Pilzkulturen.

Technische Assistenz leistete Herr F. Hoffmüller, FU Berlin und R. Rehhausen und L. Fuchs, beide TU Berlin.

Für all diese Hilfe möchte ich mich an dieser Stelle
recht herzlich bedanken.

Lebenslauf

Name: Werner K r a t z
Geburtstag: 12. März 1949
Geburtsort: Feldatal/Hessen
Religion: ev.
Familienstand: verh. seit 1976, 2 Kinder
Privatadresse: Uhlandstr. 79, 1000 Berlin 31

Eltern: Friedrich u. Erika Kratz
Beruf des Vaters: Arbeiter
Beruf der Mutter: Hausfrau

Schulbesuch:

19. 4. 1955 - 23. 3. 1959 Volksschule Feldatal
18. 4. 1959 - 16. 3. 1966 Realschule Alsfeld
19. 4. 1966 - 15. 9. 1969 Berufsschule Alsfeld
14. 5. 1966 - 31. 1. 1969 Berufsschule Alsfeld
2. 2. 1970 - 15. 7. 1972 Hessenkolleg Rüsselsheim
Erlangung d. Allgem.Hochschulreife

Berufsausbildung u. Berufstätigkeit:

1. 4. 1966 - 30. 9. 1969 Elektromechanikerlehre bei der
Fa. WEM, Alsfeld
15.10. 1969 - 31. 1. 1970 Betriebselektriker bei der
Fa. Südzucker, Groß-Gerau
18. 7. 1972 - 16.10. 1972 Betriebselektriker bei der
Fa. Deckel, Berlin

Hochschulstudium:

16.10. 1972 - 16.10. 1973 Informatik/Pädagogik TU Berlin
16.10. 1973 - 27.11. 1981 Biologie/Chemie FU Berlin
27.11. 1981 Stud.Abschluß mit Dipl. Biol.

Berufstätigkeit

28.11. 1981 - 28.11. 1984 wiss. Mitarbeiter im BMFT-
Projekt der AG Bodenzöologie,
FB 23

